



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Kosten-Nutzen-Analyse von
Feinstaubreduktionsmaßnahmen
am Beispiel der Stadt Klagenfurt

Verfasser

Wolfgang Kiselka BSc.

Angestrebter akademischer Grad

Magister der Sozial- und Wirtschaftswissenschaften
(Mag.rer.soc.oec.)

Wien, im August 2012

Studienkennzahl laut Studienblatt:

A 140

Studienrichtung laut Studienblatt:

Diplomstudium Volkswirtschaft

Betreuer:

Univ. Prof. Dr. Mag. Michael Getzner

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit ist eine Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) über die Verwendung von Calcium-Magnesiumacetat (CMA) in Klagenfurt. Die Substanz bindet Feinstaub und verhindert so dessen Wiederaufwirbelung. Im Rahmen des EU LIFE-CMA+ Projekts wird untersucht welches Szenario der CMA Anwendung ökonomisch sinnvoll ist. Die Prinzipien und methodischen Grundlagen, sowie der Aufbau einer KNA werden ausführlich erläutert. Gemäß der neuesten Methodik werden die Effekte der Feinstaubreduktion berechnet und monetarisiert.

Die Kosten und Nutzen der CMA Anwendung werden gegenübergestellt. Die Arbeit legt dar, dass mit den verbesserten Aufbringungsmethoden, die Anwendung von CMA zu befürworten ist. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass unter manchen Annahmen sich die Rangordnung der untersuchten Szenarien ändern kann. Bei geringeren Wirkungen oder höheren Kosten kann das Ergebnis der Analyse auch negativ werden. Mit dem LIFE-CMA+ Projekt wurden zwar große Fortschritte erzielt, doch bleiben weiterhin viele Fragen offen. Die KNA empfiehlt ein Szenario der CMA Anwendung, es ist aber möglich, dass andere Feinstaubreduktionsmaßnahmen bessere Ergebnisse erzielen. Weitere Untersuchungen sind daher zu empfehlen.

Abstract

This appraisal is a cost-benefit-analysis (CBA) about the use of calcium magnesium acetate (CMA) in Klagenfurt (Carinthia, Austria). This substance binds street dust, thus impeding it from getting stirred up. As part of the EU LIFE-CMA+ project the most efficient use of CMA is investigated. After explaining the principles and methodological foundations of CBA, the effects of the reduction in particulate matter is calculated and monetized.

Costs and benefits of the use of CMA are compared. The appraisal shows, that the use of CMA is recommendable with the enhanced methods of application. The sensitivity analysis visualizes how certain assumptions can change the rank order of the scenarios. With smaller effects or higher costs the result of the CBA might even turn negative. The LIFE-CMA+ project achieved some progress, but relevant questions remain open. Although the CBA recommends a scenario of CMA use, other measures might actually have better results. Further research is therefore necessary.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken, die mir meine Studien ermöglicht haben. Sie sind und waren mir immer ein große Stütze durch das Vertrauen und die Unterstützung, welche Sie mir in all meinem Bestreben zu Teil werden lassen. Ihre finanzielle Unterstützung hat dafür gesorgt, dass ich materiell in den Jahren meines Studiums keine Sorgen haben brauchte, doch insbesondere ihre immaterielle Unterstützung war und ist unbezahlbar.

Vielen Dank auch dem Rest meiner Familie, welcher mir genauso wie meine Eltern immer ein Gefühl der Sicherheit vermitteln und eine große Quelle der Kraft und Zuversicht darstellen. Selbiges gilt für meine Freunde, welche mir in unzähligen Situationen meines Lebens zur Seite gestanden sind und dafür gesorgt haben, dass das Studium nicht immer nur eine todernte Angelegenheit blieb.

Großen Dank möchte ich meinem Betreuer Dr. Micheal Getzner aussprechen, welcher mir große Freiheiten in der Gestaltung meiner Arbeit eingeräumt hat und trotzdem in den entscheidenden Momenten wichtige Hinweise und Anregungen geben hat. Zu Dank bin ich auch der Abteilung Umweltschutz des Magistrats der Landeshauptstadt Klagenfurt am Wörthersee verpflichtet, insbesondere Dr. Wolfgang Hafner und Gudrun Treffer, für ihr Vertrauen diese Arbeit als Teil des LIFE-CMA+ Projekts zu erstellen. An dieser Stelle auch besonderen Dank an Mag. Gerhard Bachler vom IVT der TU Graz, welcher die Messtechnischen Grundlagen der Arbeit verfasst hat und auf meine Nachfragen stets schnell und kompetent geantwortet hat.

Auch wenn Sie bereits in den obigen Zeilen implizit erwähnt wurden, möchte ich mich insbesondere bei Lisa Polak, Andreas von der Goltz, Gerald Grüblinger, sowie meiner Mutter Karin Mattes für anregende Diskussionen über die Inhalte der Arbeit, Hilfestellungen bei kniffligen Formulierungen, technische Feinheiten in MS Excel und allgemeinen seelischen Beistand bedanken.

Ich habe mich redlich bemüht geschlechtsneutrale Formulierungen zu finden, oder beide Geschlechter explizit anzuführen. Falls dies an einzelnen Stellen auf Grund von Säumigkeit nicht geschehen ist, so sei dies verziehen, es ist selbstverständlich in allen Fällen die Gesamtheit der Bevölkerung gemeint.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	I
Abstract	I
Danksagung	III
Inhaltsverzeichnis	V
Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	VIII
Abkürzungsverzeichnis	IX
Erklärung	X
1 Einführung	1
1.1 Inhaltliche Einführung	1
1.2 Aufbau der Arbeit	2
1.3 EU-Projekt LIFE-CMA+	3
1.4 Datengrundlage der Analyse	5
2 Die Kosten-Nutzen-Analyse	7
2.1 Arten der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung	7
2.2 Geschichte und Verwendung der Kosten-Nutzen-Analyse	9
2.3 Grundprinzipien der Kosten-Nutzen-Analyse	11
2.4 Grenzen der Kosten-Nutzen-Analyse und Kritik	12
3 Aufbau der Kosten-Nutzen-Analyse	14
3.1 Bestimmung der relevanten Nebenbedingungen	14
3.2 Formulierung und Vorauswahl von Alternativen bzw. Szenarien	18
3.3 Bestimmung der Projektwirkungen, Kategorisierung	21
3.4 Monetarisierung	23
3.5 Diskontierung der Nutzen und Kosten	24
3.6 Entscheidungskriterien	27
3.7 Sensitivitätsanalyse	28
3.8 Empfehlung einer Maßnahme	29

4	Ökonomische Bewertung der Effekte von Feinstaub	30
4.1	Grundlagen der Bewertung von Gesundheitseffekten	30
4.1.1	Ökonomische Bewertungsmethoden	30
4.1.2	Top-Down Bewertung von Externalitäten	33
4.1.3	Das Wirkungspfadmodell	35
4.2	Feinstaub und seine Wirkungen auf den Menschen	36
4.2.1	Feinstaub.....	36
4.2.2	Arten der Gesundheitswirkungen von Feinstaub	39
4.2.3	Grundlagen der Quantifizierung von Gesundheitsschäden.....	44
4.3	Quantifizierung der Gesundheitsfolgen von Feinstaub	50
4.3.1	Mortalität	50
4.3.2	Morbidität	57
4.4	Monetarisierung der Gesundheitsfolgen von Feinstaub	62
4.4.1	Mortalität.....	62
4.4.2	Morbidität	66
4.5	Andere Folgen von Feinstaub	67
5	Kosten-Nutzen-Analyse der CMA-Anwendung.....	70
5.1	Kosten und Nutzen der CMA-Anwendung.....	70
5.1.1	Kosten der CMA-Anwendung.....	70
5.1.2	Nutzen der CMA-Anwendung	74
5.2	Ergebnisse Basisfall	76
5.3	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse	77
5.4	Unsicherheiten und Beschränkungen der Kosten-Nutzen-Analyse.....	86
5.5	Empfehlung.....	89
	Literaturverzeichnis	90
	Lebenslauf.....	100

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Jahresmittelwert PM_{10} durch Verkehr non-exhaust in Klagenfurt.....	3
Abbildung 2: Feinstaubreduktionspotential der CMA-Anwendung in Klagenfurt	5
Abbildung 3: Schematische Darstellung des Top-Down Ansatz	34
Abbildung 4: Schematische Darstellung des Wirkungspfadmodell.....	35
Abbildung 5: Schematische Darstellung der Größenverteilung von Feinstaub	38
Abbildung 6: Schematische Feinstaubverteilung in Wien.....	39
Abbildung 7: Feinstaubquellen in Klagenfurt 2005	39
Abbildung 8: Orte der Deposition von Feinstaub am menschlichen Körper.....	40
Abbildung 9: Schematische Darstellung der Gesundheitseffekte von Feinstaub	41
Abbildung 10: Schematische Darstellung der Wirkungspfade von Feinstaub	42
Abbildung 11: Mögliche Arten von Expositions-Wirkungsfunktionen	45
Abbildung 12: Studienkonzepte zur Ermittlung der gesundheitlichen Belastung	48
Abbildung 13: Mortalitätsrisiken in Klagenfurt und Restösterreich	54
Abbildung 14: Auswirkungen von Mortalitätsrisikoveränderungen	55
Abbildung 15: Visualisierung des QALY-Konzepts.....	66
Abbildung 16: Ergebnis der Inklusion von Arztbesuchen.....	77
Abbildung 17: Ergebnis der Variation der Diskontierungsrate.....	78
Abbildung 18: Ergebnis der Variation des Wert eines statistischen Lebensjahres	79
Abbildung 19: Ergebnis der Variation der Gesundheitseffekte.....	80
Abbildung 20: Ergebnis der Variation der Umrechnungsfaktoren von PM_{10} zu $PM_{2,5}$	80
Abbildung 21: Graduelles Einsetzen der Effekte der Feinstaubreduktion	81
Abbildung 22: Ergebnis der Variation der Mortalitätsrisiken.....	82
Abbildung 23: Ergebnis der Variation des Preis von CMA (bzw. CMA/KF).....	83
Abbildung 24: Ergebnis der alternativen Bewertung von chronischer Bronchitis	84

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Szenarien und deren Annahmen	21
Tabelle 2: Potentielle Kosteneffekte der Anwendung von CMA	22
Tabelle 3: Potentielle Nutzeneffekte der Anwendung von CMA.....	23
Tabelle 4: Klassifizierung von Feinstaub	37
Tabelle 5: Toxikologisch relevante Eigenschaften von Feinstaub.....	39
Tabelle 6: Gesundheitseffekte von Feinstaub	43
Tabelle 7: Berechnung von relativem Risiko und Odds Ratio	47
Tabelle 8: Berechnungsgrundlage der Morbiditätsfolgen	59
Tabelle 9: Wert eines statistischen Lebensjahres (VSLY) in der Literatur.....	65
Tabelle 10: Berechnungsgrundlage für die Bewertung der Morbiditätsfolgen.....	67
Tabelle 11: Jährliche laufende Anschaffungskosten der Szenarien.....	71
Tabelle 12: Summe der Kosten der CMA-Anwendung (Nettgegenwartswerte)	74
Tabelle 13: Summe der Nutzen der CMA-Anwendung (Nettgegenwartswerte).....	76
Tabelle 14: Zusammenfassung der Kosten, Nutzen und Nettgegenwartswerte der Szenarien..	77
Tabelle 15: Schadstoffkostensätze in RVS (Preisbasis 2009)	84
Tabelle 16: Ergebnisse bei Berechnung mit RVS-Werten	85

Abkürzungsverzeichnis

µg	Mikrogramm
APHEA2	Air Pollution and Health, A European Approach (Luftverschmutzung und Gesundheit, ein europäischer Ansatz)
APHEIS	Air Pollution and Health: A European Information System (Luftverschmutzung und Gesundheit, ein europäisches Informationssystem)
bzw.	beziehungsweise
CAFE	Clean Air for Europe
CO ₂	Kohlendioxid
CVM	contingent valuation method (kontingenter Bewertungsansatz)
DNA	Desoxyribonukleinsäure
(D)UBA	Deutsches Umweltbundesamt
EKL	Eidgenössische Kommission für Lufthygiene
et al	und andere
etc.	et cetera
evt.	eventuell
ExterneE	External Costs of Energy (Externe Kosten von Energie)
FSV	Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr
GW	Gegenwartswert
H ₂ O	Wasser
HEI	Health Effects Institute
ICD-10	International Statistical Classification of Diseases and Related Health Programmes, 10 th Revision (Internationale statistische Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme, 10. Revision)
IVT	Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik
KAPA GS	Klagenfurts Anti-PM ₁₀ -Aktionsprogramm mit Graz und Südtirol
KF	Kaliumformiat
KfV	Kuratorium für Verkehrssicherheit
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
KNWQ	Kosten-Nutzwertquotient
KWA	Kosten-Wirksamkeits-Analyse
LIFE	L'Instrument Financier pour l'Environnement (Umweltfinanzierungsinstrument)
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
Mio.	Millionen
NaCl	Natriumchlorid (Streusalz)
NGW	Nettogegenwartswert
Ni	Nickel
NMMAPS	National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study (Nationale Morbiditäts-, Mortalitäts- und Luftverschmutzungsstudie)
NWA	Nutzwertanalyse
n.v.	nicht verfügbar
o.J.	ohne Jahresangabe
OR	Odds Ratio (Chancenverhältnis)
p.a.	per anno (pro Jahr)
Pb	Blei
PM	particulate matter (Feinstaub)
PM _{2,5}	Feinfraktion
PM ₁₀	Feinstaub
PM _{10-2,5}	Grobfraktion

QALY	quality adjusted life years (qualitätskorrigierte Lebensjahre)
RR	relatives Risiko
RVS	Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen
t	Tonnen
tsd.	Tausend
TSP	total suspended particles (Gesamtschwebestaub)
TU	Technische Universität
UBA	Umweltbundesamt
UFP	Ultrafeine Partikel
UK	United Kingdom (Vereinigtes Königreich Großbritannien und Nordirland)
UN	United Nations (Vereinigte Nationen)
USA	United States of America (Vereinigte Staaten von Amerika)
US EPA	US Environmental Protection Agency (US-amerikanische Umweltschutzagentur)
V	Vanadium
vgl.	vergleiche
VSL	value of a statistical life (Wert eines statistischen Lebens)
VSLY	value of a statistical life year (Wert eines statistischen Lebensjahres)
VTI	Schwedisches Straßen- und Verkehrsinstitut
WHO	World Health Organisation (Weltgesundheitsorganisation)
YOLL	Years of Life Lost (Verlorene Lebensjahre)
z.B.	zum Beispiel
Zn	Zink

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche gekennzeichnet.

Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Wien, am

Wolfgang Kiselka, BSc.

1 Einführung

1.1 Inhaltliche Einführung

Die vorliegende Arbeit entstand als Projektarbeit für die Abteilung Umweltschutz des Magistrats der Landeshauptstadt Klagenfurt am Wörthersee für das EU-Projekt LIFE-CMA+. Es wird eine Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) gefördert, in welcher analysiert wird, ob die langfristige Anwendung von CMA in Klagenfurt eine effiziente Maßnahme zur Feinstaubreduktion ist. Die Arbeit hat also eine klare Fragestellung, welche in den folgenden Seiten verfolgt wird. Da es sich um eine akademische Abschlussarbeit handelt, sind manche Kapitel ausführlicher gestaltet, als sie dies in einer „normalen“ KNA wären.

Die Einordnung der Arbeit in einen bestimmten Bereich der Volkswirtschaftslehre ist nicht eindeutig möglich. Die KNA ist eigentlich ein Instrument der Finanzwissenschaften, mit welcher die Wirtschaftlichkeit von Maßnahmen oder politischen Rahmenentscheidungen untersucht werden. Doch um die Analyse durchzuführen wird auch auf Techniken anderer Fachbereiche zurückgegriffen. So werden Elemente aus Gesundheitsökonomie und Umweltökonomie integriert, um die zuvor erwähnte Fragestellung der Arbeit zu beantworten. Glücklicherweise ist eine eindeutige Einordnung nicht notwendig.

Im Hintergrund der Arbeit steht der Versuch vieler österreichischer Kommunen, die geltenden und in naher Zukunft restriktiver werdenden Luftqualitätsrichtlinien einzuhalten. Seit der Einführung der Europäischen Luftqualitätsrahmenrichtlinie (96/62/EC), bzw. deren Umsetzung in nationales Recht, sind sämtliche Kommunen der EU verpflichtet Grenzwerte einzuhalten. Bei Verfehlungen drohen Vertragsverletzungsverfahren und Strafzahlungen. Doch die Erfüllung der Vorgaben gestaltet sich schwierig. In der Alpenregion erschweren oft topografische Rahmenbedingungen die Einhaltung der Grenzwerte. In manchen Städten steht man vor dem Problem, dass ein beträchtlicher Anteil der Luftverschmutzung nicht lokal entsteht und somit auch mit lokalen Maßnahmen nicht zu bekämpfen ist. Die Palette der Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität ist begrenzt und mancherorts bereits annähernd ausgeschöpft.

Ungeachtet des formalen Drucks Grenzwerte einzuhalten, ist eine Reduktion der Feinstaubbelastung letztlich auch im Interesse der öffentlichen Gesundheit. Denn die gesetzlichen Grenzwerte sind nur eine Richtschnur, auch bei geringeren Belastungen sind negative Gesundheitsfolgen zu erwarten. Vor diesem Hintergrund wird versucht, neue innovative Maßnahmen zur Feinstaubreduktion zu finden. Ob diese Maßnahmen

umsetzungswürdig sind, wird einerseits durch deren Effektivität¹ bestimmt. Doch stellt sich auch die Frage, welcher finanzielle Aufwand dem Nutzen gegenüber steht, also wie effizient die Maßnahmen sind. Diesen Aspekt zu beleuchten, ist Aufgabe der vorliegenden Arbeit. Es wäre vermessen, zu erwarten, dass diese Arbeit eine eindeutige Aussage hierzu liefern kann. Wie erläutert werden wird, fehlen teils essentielle Informationen und Datengrundlagen um die entsprechende Bewertung zu ermöglichen. In diesem Sinn ist die Arbeit als Beitrag zu der Diskussion gedacht, in dem erste Ergebnisse quantifiziert werden. Es wird aber notwendig sein, weitere Forschung über die Ursachen und Wirkungen von Feinstaub zu betreiben, um auch die Ergebnisse dieser Analyse weiter zu verfeinern.

1.2 Aufbau der Arbeit

In diesem einführenden Kapitel wird der Hintergrund der Arbeit beleuchtet, erklärt in welchen Rahmen die Analyse eingebettet ist und auf die Datengrundlage der Analyse eingegangen. Das zweite Kapitel erläutert das Wesen der KNA. Hierzu wird zuerst ein Überblick über die verschiedenen Arten von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen präsentiert und die Entwicklung der KNA im historischen Kontext gezeigt. Die grundlegenden Prinzipien der KNA werden erläutert und auch deren Grenzen aufgezeigt, bzw. die prominenteste Kritik wiedergegeben.

Das dritte Kapitel geht weiter in die Tiefe und erläutert den Aufbau einer KNA. Hierbei wird einerseits erläutert, welche Inhalte eine KNA hat, und gleichzeitig der Rahmen für die vorliegende KNA der CMA Anwendung in Klagenfurt aufgespannt. Um die Ergebnisse der Bewertung in der vorliegenden KNA nachvollziehbar zu machen, vertieft sich das vierte Kapitel in die Methoden der ökonomischen Bewertung von Gesundheitseffekten im Allgemeinen und von Feinstaub im Speziellen. Hierzu wird erläutert was Feinstaub ist, wie er wirkt und wie seine Gesundheits- und andere Folgen bewertet werden können.

Das fünfte Kapitel präsentiert schließlich die Ergebnisse der KNA der CMA Anwendung in Klagenfurt. Die Ergebnisse werden im Rahmen der Sensitivitätsanalyse umfangreich diskutiert und auch die Beschränkungen der vorliegenden Analyse aufgezeigt. Abschließend werden die wichtigsten Erkenntnisse der Arbeit zusammengefasst, eine Empfehlung abgegeben und der zukünftige Forschungsbedarf identifiziert.

¹ Erfüllung der erwarteten Nutzen auf die Gesundheit

1.3 EU-Projekt LIFE-CMA+

LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) ist ein Finanzinstrument der EU zur Förderung des Umweltschutzes. Ziel ist es zur Entwicklung, Aktualisierung und Durchführung einer EU-Umweltpolitik und Gesetzgebung beizutragen, indem Pilot- oder Demonstrationsprojekte kofinanziert werden. Die erste Programmphase startete 1992, seither wurden drei Phasen komplettiert (LIFE I: 1992-1995, LIFE II: 1996-1999, LIFE III: 2000-2006). In diesem Zeitraum wurden mehr als 3000 Projekte durchgeführt und dabei in etwa 2,2 Milliarden € ausgegeben.² 2007 startete die vierte Phase, welche LIFE+ genannt wird und bis Ende des Jahres 2013 läuft.

Im Jahr 2007 wurde von dem Magistrat der Kärntner Landeshauptstadt Klagenfurt am Wörthersee der Antrag für das LIFE Projekt CMA+ gestellt, welches nun von Jänner 2009 bis September 2012 läuft. Projektpartner sind die Städte Bruneck (Südtirol) und Lienz (Osttirol), Firma Nordisk Aluminat (Entwicklung und Produktion CMA), TU Graz (Feinstaubmessungen) und VTI (Schwedisches Nationales Straßen- und Verkehrsinstitut - Roadsimulator). Projektziel ist es, die Feinstaubwerte der Projektgemeinden durch die Anwendung von Calcium-Magnesium Acetat (CMA) zu reduzieren, indem Straßenstaub gebunden wird. Bei dem früheren LIFE Projekt KAPA GS (Klagenfurts Anti-PM₁₀-Aktionsprogramm mit Graz und Südtirol) war gezeigt worden, dass 22% der Feinstaubbelastung an der höchstbelasteten Klagenfurter Messstelle Völkermarkter Straße von solchem aufgewirbelten Straßenstaub herrührt.³

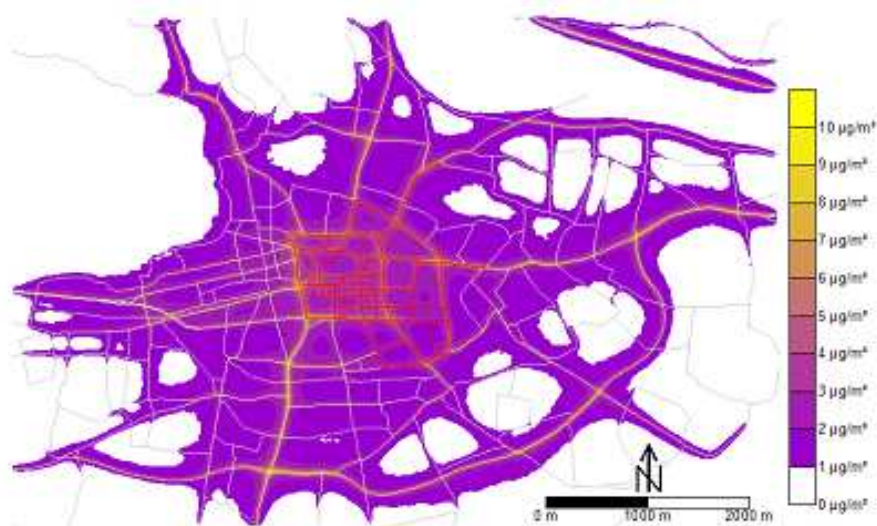


Abbildung 1: Jahresmittelwert PM₁₀ durch Verkehr non-exhaust in Klagenfurt; Quelle: IVT (2007)

² European Commission (2012)

³ Klagenfurt (2007)

Wie in Abbildung 1 ersichtlich ist, ist die Konzentration des Straßenstaubs in Straßennähe am größten. Doch im Klagenfurter Zentrum entstehen auch großflächige Belastungen, auch wenn diese relativ niedrig sind. Es ist zu beachten, dass in dieser Darstellung lediglich jene Feinstaubbelastung, welche durch verkehrsbedingten Abrieb und Aufwirbelung entsteht, dargestellt ist. Der Jahresmittelwert der gesamten Feinstaubbelastung in Klagenfurt liegt, insbesondere im Zentrum, deutlich höher.

CMA wurde auf Teststrecken in Klagenfurt, Lienz und Bruneck aufgetragen und Messungen über die Auswirkungen auf die Luftgüte durchgeführt. MitarbeiterInnen wurden in die Verwendung von CMA eingeschult und die Anwendung (Dosierung, Aufbringung) perfektioniert. Begleitende Messungen wie Verkehrszählungen, Tunnelmessungen und CMA-Restbestimmung auf der Straße sowie Labortests wurden durchgeführt. Weiters wurden Versuche zur Verkehrssicherheit und ein Rechtsgutachten erstellt. Schließlich wurde eine Ökobilanz von CMA erstellt und Produktverbesserungen im Bereich von Griffbarkeit und Enteisung vorgenommen.⁴ Als einer der letzten Punkte im Rahmen des LIFE Projekt CMA+ war die Durchführung einer KNA vorgesehen.

CMA ist die Abkürzung für Calcium-Magnesium-Acetat. Dieses Mittel wurde ursprünglich als Enteisungsmittel entwickelt. Da es erheblich teurer in der Produktion ist, als das herkömmliche Streusalz (NaCl) hatte es sich jedoch nicht am Markt durchgesetzt. In den letzten Jahren liegt die Aufmerksamkeit allerdings auf einer anderen Eigenschaft von CMA: Die Substanz bindet Staubpartikel in Reaktion mit H₂O, welches der Luft entzogen wird.⁵

Norman & Johansson (2006) fanden bei Messungen in Stockholm, dass die Anwendung von CMA die Feinstaub-Tageswerte um etwa 35% senken konnte. Auch andere Studien kamen zu einem Reduktionspotential von Feinstaub durch CMA zwischen 25 und 50 Prozent, während hingegen eine weitere Studie an einer Osloer Autobahn keine Feinstaubreduktion zeigte⁶. Die Werte aus skandinavischen Ländern können jedoch verzerrend sein, da in diesen Breitengraden im Winter oft Spike-Reifen verwendet werden, welche zu stärkerem Abrieb der Fahrbahn und somit zu einer erhöhten Straßenstaubbelastung führen⁷. Bei früheren CMA Tests in Klagenfurt im Rahmen des LIFE Projekt KAPA GS wurde eine Reduktion des Monatsmittelwertes um 18% erreicht.⁸ Diese Erfahrungen haben dazu geführt, dass das Folgeprojekt LIFE CMA+ initiiert wurde.

⁴ Klagenfurt (2012)

⁵ Ritthoff (2011, 3)

⁶ Amato et al (2010, 3080)

⁷ Gustafsson et al (2006)

⁸ Klagenfurt (2007, 15)

1.4 Datengrundlage der Analyse

Eine jede Arbeit steht und fällt mit der Güte der Daten, welche ihr zu Grunde liegen. Die hier verwendeten Messdaten stammen allesamt von der TU Graz oder anderen Projektpartnern des Magistrats Klagenfurt. Wie bereits zuvor erwähnt, wurden im Rahmen des LIFE Projekts KAPA GS erste Versuche mit der Aufbringung von CMA durchgeführt. Diese Praxistests wurden von dem Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik des Projektpartners TU Graz wissenschaftlich begleitet. An verschiedenen straßennahen und straßenfernen Stellen wurde während der Projektlaufzeit die Luftgüte gemessen. An Hand dieser Werte wurde daraufhin mittels Luv-Lee Methodik berechnet, wie groß die Wirkung von CMA ist. In einem weiteren Schritt wurde das Potential der Feinstaubreduktion in Klagenfurt berechnet, wenn CMA auf dem gesamten Klagenfurter Straßennetz angewandt werden würde. Genauere Informationen über die Messmethodik und die Ergebnisse kann in IVT (2007) nachgelesen werden.

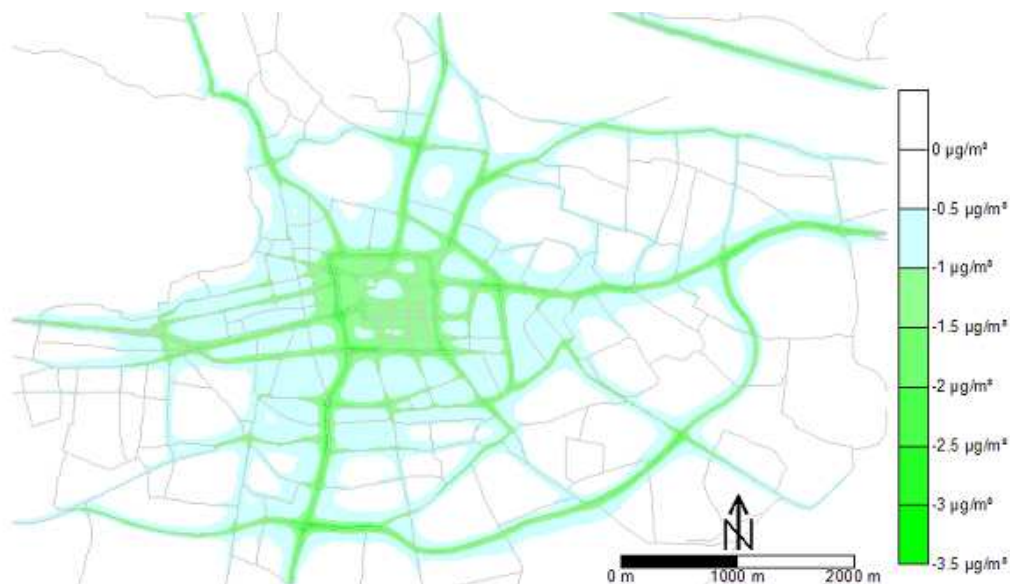


Abbildung 2: Feinstaubreduktionspotential der CMA-Anwendung in Klagenfurt; Quelle: IVT (2007)

Der Zeitraum 1.10.2004 – 30.9.2005 dient als Referenzzeitraum, wurde also als Basisfall, in welchem keine CMA-Anwendung stattfindet, herangezogen. Dem wurde der Zeitraum 1.10.2006 – 30.9.2007 gegenübergestellt, für welchen die Auswirkungen einer CMA-Anwendung berechnet wurden. Es wurde angenommen, dass CMA in dem Zeitraum von November bis April auf das gesamte Klagenfurter Straßennetz aufgebracht wird. Die Aufbringung sollte alle 3 Tage erfolgen, wobei 20 Gramm CMA pro m² gesprüht werden sollte. Die sich ergebenden Emissionsrückgänge wurden in ein Ausbreitungsmodell integriert und daraus die resultierenden Immissionen berechnet. So wurde ein großflächiges Reduktionspotential von 1 µg/m³ im Jahresmittelwert des PM₁₀ errechnet, in der Innenstadt und entlang von größeren Straßenzügen können Rückgänge

bis zu $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} erwartet werden.⁹ Dies entspricht einer Reduktion des Aufwirbelungsanteils um etwa 30 Prozent, bzw. einer Gesamtreduktion der Feinstaubbelastung von etwa sieben Prozent. Die Reduktion ist graphisch in Abbildung 2 dargestellt.

Die Feinstaubreduktionswerte wurden mit den aktuellen EinwohnerInnendaten (2012) des Magistrats Klagenfurt verschnitten und so die erwarteten Auswirkungen auf die Klagenfurter Bevölkerung ermittelt. Da die größten Feinstaubreduktionen nur an wenigen Flächen geltend werden, betrug die durchschnittliche Feinstaubreduktion des Jahresmittelwerts PM_{10} pro EinwohnerIn lediglich $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Auf Basis dieser Daten wurden sämtliche Effekte, welche durch die Feinstaubreduktion entstehen, berechnet. Die unterschiedlichen Szenarien (siehe Kapitel 3.2) basieren allesamt auf diesem Modell, doch wurden entsprechend der jeweiligen Annahmen die Feinstaubreduktionswerte angepasst.

Für die Berechnung der Kosten wurden dem Autor die Berechnungsgrundlagen vom Magistrat Klagenfurt zur Verfügung gestellt. Auf Basis dieser Werte wurden die Kosten der einzelnen Szenarien ermittelt.

⁹ IVT (2007)

2 Die Kosten-Nutzen-Analyse

2.1 Arten der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung

Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen werden eingesetzt, um Entscheidungen über den Mitteleinsatz der öffentlichen Hand zu treffen und zu legitimieren. Da öffentliche Mittel begrenzt sind, sollten sie dort eingesetzt werden, wo sie den größten Nutzen stiften. Doch oft ist nicht sofort klar wie groß der jeweilige Nutzen sein könnte. Während ein einzelnes Individuum, gemäß der neoklassischen Theorie, in der Lage ist bei ihren Entscheidungen den erwarteten Nutzen zu schätzen und ihn gegen die Kosten abzuwägen, ist diese Bewertung bei Entscheidungen der öffentlichen Hand schwieriger.¹⁰ Um trotzdem nachvollziehbare Entscheidungen treffen zu können, wurden verschiedene Methoden der ökonomischen Wirtschaftlichkeitsuntersuchung entwickelt. Die wichtigsten dieser Methoden sollen nun kurz vorgestellt und ihre Stärken und Schwächen aufgezeigt werden.

Kosten-Nutzen-Analyse

Die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA), in englischsprachiger Literatur *cost-benefit-analysis* benannt, ist die bekannteste Methode der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung und wird in unterschiedlichsten Bereichen angewandt. So werden Bauvorhaben wie Autobahnen¹¹ aber auch komplexere Maßnahmen, wie die Einführung einer City Maut¹², bis hin zu politischen Rahmenentscheidungen¹³ mittels der KNA bewertet. In einer KNA werden technischen¹⁴ Kosten- und Nutzenkomponenten monetär bewertet, diskontiert und einander gegenübergestellt. Es lässt sich so einerseits bewerten, ob die Durchführung einer Maßnahme an sich sinnvoll ist, andererseits lassen sich auch potentielle Alternativen miteinander vergleichen, da die Reduktion auf monetäre Werte eine eindeutige Reihung erlaubt.

Pearce et al (2006, 34ff) sehen die Kosten-Nutzen-Analyse als bedeutsamste Methode der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung. Als Gründe hierfür werden die Rationalität der KNA, die klare Darlegung der Alternativen, die Möglichkeit unterschiedliche Ausmaße desselben Projekts zu vergleichen, die Möglichkeit Auswirkungen auf die Verteilungsgerechtigkeit zu inkludieren, die Genauigkeit im Umgang mit Zeit und Diskontierung, die Konzentration auf individuelle Präferenzen, sowie die explizite Darlegung dieser Präferenzen genannt. Schöffski (2012b, 59) weist jedoch darauf hin, dass diese Sichtweise hauptsächlich in Großbritannien und

¹⁰ chöffski (2012a, 5)

¹¹ oardman et al (1994)

¹² Prud'homme & Bocarejo (2005)

¹³ Getzner (2006)

¹⁴ nicht pekuniäre Kosten (vgl. Kapitel 2.3)

skandinavischen Ländern vorherrscht. In Deutschland sei diese Form skeptisch gesehen, insbesondere dort, wo methodische Probleme in der monetären Bewertung von Effekten noch nicht vollständig geklärt sind. Speziell im Gesundheitswesen wird die monetäre Bewertung von Lebensjahren und anderen Effekten kritisch hinterfragt (vgl. Kapitel 4.4.1).

Kosten-Wirksamkeits-Analyse

Die Kosten-Wirksamkeits-Analyse (KWA), in der englischsprachigen Literatur *cost-effectiveness-analysis* benannt, ist eine weitere bedeutende Methode der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung. Sie wird meistens im Verkehrs- und Verteidigungssektor, sowie im Bildungs-, Forschungs- und Gesundheitswesen angewandt.¹⁵ Während die Kosten wie bei der KNA monetär gemessen werden, wird bei der KWA kein monetäres Nutzenkonzept verwendet. Stattdessen wird je nach Projekt eine spezifische Zielebene definiert und mit den Kosten verglichen. So können beispielsweise im Gesundheitswesen zwei verschiedene Maßnahmen gegenüber gestellt werden, indem die Kosten der Senkung des Blutdrucks um 10% je nach Maßnahme angegeben werden.

Der Vorteil dieser Methode liegt darin, dass kontroverse monetäre Bewertungen, wie z.B. der VSL (value of a statistical life, vgl. Kapitel 4.4.1), umgangen werden können. Außerdem hat sie Vorteile, wenn die Monetarisierung von sonstigen Nutzenelementen problematisch ist oder keine klaren Informationen über individuelle Präferenzen vorliegen.¹⁶ Problematisch ist, dass sich AnalytikerInnen oft in der unvorteilhaften Position befinden vage Zielvorgaben von PolitikerInnen umzusetzen. Bei multiplen Zielsetzungen kann sich das Problem ergeben, dass keine eindeutige Reihung der Alternativen möglich ist. Auch der Vergleich von unterschiedlichen Maßnahmen zueinander ist oft nicht möglich.¹⁷ Schließlich kann keine Aussage über die gesamtwirtschaftliche Sinnhaftigkeit des Projekts getätigt werden, weil nicht klar ist, was eine sinnvolle Relation zwischen Kosten und Wirksamkeit wäre.

Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse (NWA) berücksichtigt die oben angeführten Kritikpunkte an der KWA und ist, besonders im Verkehrswesen und Gesundheitsbereich, zu einer der beliebtesten Bewertungsmethode geworden.¹⁸ In der NWA wird ebenfalls ein Zielsystem verwendet, doch hier werden die einzelnen Ziele nach dem Grad der Zielerfüllung beurteilt und so Nutzwerte berechnet, welche zu einem Gesamtnutzwert zusammengerechnet werden. Während Hanusch

¹⁵ Hanusch (2011, 161)

¹⁶ Boardman et al (2011, 464)

¹⁷ Schöffski (2012b, 61ff)

¹⁸ Hanusch (2011, 175)

(2011, 175) argumentiert, dass die Kosten nun nur noch als ein Zielelement in den Gesamtnutzwert einfließen können, spricht Schöffski (2012b, 68) von einer Kosten-Nutzwertanalyse (engl. *cost-utility analysis*), in welcher die jeweiligen Nutzwerte den Kosten gegenübergestellt werden. So ergibt sich ein Kosten-Nutzwertquotient (KNWQ), wie in (1) dargestellt, wobei NW für einen zusammenfassenden Indikator des Nutzwerts und K für die Kosten steht:¹⁹

$$KNWQ = \frac{NW}{K} \quad (1)$$

Die NWA ist somit ähnlich zur KWA, da ebenfalls ein Zielsystem verwendet wird. Auch wenn manche Probleme der KWA beseitigt wurden, haben beide Methoden weiterhin gemeinsame Nachteile: Der KNWQ ermöglicht zwar die eindeutige Reihung und den Vergleich von verschiedenen Alternativen, doch die gesamtwirtschaftliche Sinnhaftigkeit eines Projekts kann auch mittels NWA nicht beantwortet werden.²⁰ Hierzu müsste geprüft werden, ob die Nutzen größer sind als die Kosten, doch dies ist nur bei der KNA der Fall. Die Zielvorstellungen welche in beiden Methoden notwendig sind, werden ebenfalls oft kritisiert, da durch die Auswahl und die Gewichtung der Ziele bereits klare Werturteile in die Beurteilung einfließen und diese leicht manipulierbar machen.

2.2 Geschichte und Verwendung der Kosten-Nutzen-Analyse

Bereits im Jahr 1808 (!) empfahl der damalige US-Finanzminister Albert Gallatin, dass im Wasserbau Kosten und Nutzen gegeneinander abgewogen werden sollten. 1936 wurde im „US Flood Control Act 1936“ diese Prozedur erstmals formal festgehalten.²¹ Die Ausführung war jedoch sehr vereinfacht, es wurden lediglich direkte Baukosten erhoben, und auch der Begriff „Nutzen“ wurde unterschiedlich interpretiert. Insofern bestehen Zweifel, ob diese ersten Analysen heute als KNA akzeptiert wären.²² In den folgenden Jahren wurde daher der theoretische Rahmen der KNA selbst und vor allem die relevanten Bewertungsmethoden, welche die Grundlagen für KNAs bilden, stets weiter entwickelt.

1950 wurde von einem ressortübergreifenden Komitee der US Regierung ein sogenanntes „Green Book“ vorgelegt, worin erste formale Regeln für KNAs definiert wurden. Weitere Vorgaben folgten 1952 im „Budget Circular A-47“ des Bureau of Budget, einer Kontrollstelle des US-Finanzministeriums. 1958 erschienen gleich drei weitere wegweisende Arbeiten, in welchen

¹⁹ Pearce et al (2006, 274); Schöffski (2012b, 60) merkt an, dass der Bruch auch invers geschrieben werden könnte

²⁰ Pearce et al (2006, 274)

²¹ Für eine detaillierte Aufstellung der Entwicklung von KNA in den USA siehe Hanley & Spash (1993, 4ff)

²² Pearce et al (2006, 33f)

versucht wurde, praktische Probleme der KNA mit den theoretischen Voraussetzungen zu versöhnen²³. Diese Werke präzisierten die Bedeutung von Kosten und Nutzen, stellten fest, dass diese potentiell messbar sind und hielten fest, dass in KNAs das Opportunitätskostenprinzip anzuwenden ist. Damit waren die grundlegenden Prinzipien der KNA definiert und auch die gängigen Entscheidungskriterien bereits fest verankert. Die darauffolgenden Jahre brachten zwar eine breite Debatte über den adäquaten Diskontierungssatz, doch kam es hierbei zu keinem Konsens. Wenn auch in den letzten Jahren noch Weiterentwicklungen der KNA stattfanden, kann man dennoch sagen, dass die Methode weiterhin auf den Grundlagen der 1960er Jahre basiert.²⁴

Die KNA wurde im wissenschaftlichen Kontext auch in Europa aufgegriffen, verwendet und weiterentwickelt. Im rechtlich-institutionellen Rahmen jedoch wurde sie weiterhin primär in den USA angewandt. Mit den 1970ern wurde sie auch in Umweltschutzprojekten verwendet, der „Presidential Executive Order 12291“ von 1981 verlangte schließlich explizit die Prüfung von Umweltschutzbestimmungen mittels KNA. In Europa hingegen wurden KNAs nur fallweise durchgeführt. Im Vereinigten Königreich wurden bereits in den 1960er Jahren ökonomische Evaluationen von Verkehrsprojekten durchgeführt, in den 1970ern wurde hierzu eine eigene Variante der KNA entwickelt. Da diese Umweltkosten nicht berücksichtigte, wurde sie hart kritisiert und schließlich in den 1990ern adaptiert.

Auf EU-Ebene wurde die KNA lange nicht angewandt. Turner (2007) sieht die REACH Verordnung über die Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe als erstes Beispiel dafür, dass Entscheidungen der EU auf einer KNA basieren. Doch auch im Rahmen des LIFE-Projekt CAFE (Clean Air for Europe) wurden Richtlinien für Kosten-Nutzen-Analysen im Umweltbereich entwickelt.²⁵ Auch in der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird auf KNAs zurückgegriffen.²⁶ Dass auch die vorliegende Arbeit eine KNA für ein EU-finanziertes Forschungsprojekt ist, zeigt, dass die Bedeutung von KNAs auch innerhalb der EU weiter zunimmt und jenes Wissen, welches in manchen wissenschaftlichen Instituten bereits vorhanden ist, nun auch im institutionellen Rahmen nachgefragt wird.

²³ Eckstein (1958), Krutilla & Eckstein (1958), McKean (1958)

²⁴ Pearce et al (2006, 34)

²⁵ AEA Technology (2003 & 2005)

²⁶ Hanley & Barbier (2009, 238ff)

2.3 Grundprinzipien der Kosten-Nutzen-Analyse

In der KNA werden verschiedene Alternativen getestet, um herauszufinden, wie Ressourcen möglichst effizient eingesetzt werden können.²⁷ Die öffentliche Hand stellt öffentliche Güter zur Verfügung, welche von beliebig vielen Personen gleichzeitig genutzt werden können und von deren Gebrauch niemand ausgeschlossen werden kann. Dies liegt darin begründet, dass für diese Güter in der Regel kein Markt existiert und somit keine privatwirtschaftlichen Akteure für eine effiziente Bereitstellung sorgen können.²⁸ Doch stellt sich die Frage, ob es gesamtwirtschaftlich überhaupt sinnvoll ist dieses Gut bereit zu stellen, und wenn ja, wie viel von diesem öffentlichen Gut bereitgestellt werden soll. Die KNA ist hierbei ein Hilfsmittel um ökonomisch rationale Antworten auf diese Fragen zu finden.

Wohlfahrtsökonomische Grundlagen

Der KNA liegen gewisse wohlfahrtsökonomische Überlegungen zu Grunde, die hier der Vollständigkeit halber angeführt werden sollen:

Gemäß der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie basieren Bewertungen in der KNA auf individuellen Präferenzen. Wenn die Präferenzen der einzelnen Individuen über die Gesamtheit Aller aggregiert werden, erhält man die soziale Wohlfahrt. Analog entspricht die Summe der Einzelkosten den Gesellschaftlichen Kosten. Nutzen werden mittels der Zahlungsbereitschaft gemessen, also wie viel ein Individuum zu zahlen bereit wäre, um einen bestimmten Zustand zu erreichen. Kosten (negative Nutzen) werden hingegen mit Hilfe der Akzeptanzbereitschaft gemessen, also wie viel man einem Individuum zahlen müsste, damit dieses zwischen der Entschädigung und der Nutzeneinbuße indifferent wäre.²⁹

Bezüglich des Effizienzkriteriums gibt es unterschiedliche Vorstellungen. Die weit verbreitete Pareto-Effizienz erfordert, dass durch eine Maßnahme niemand schlechter gestellt wird, während zumindest ein Individuum besser gestellt wird.³⁰ Diese theoretisch fundierte Entscheidungsregel ist jedoch in der Realität nur sehr selten zu erfüllen, zusätzlich ist sie sehr stark davon abhängig, wie die ursprüngliche Verteilung aussieht. Das sogenannte Kaldor-Hicks-Kriterium, welches auch der KNA zu Grunde liegt, ist praktikabler. Es orientiert sich lediglich an potentiellen Pareto-Verbesserungen.³¹ Wenn also die Leidtragenden einer Maßnahme von den NutznießerInnen potentiell entschädigt werden können und ein positiver Nutzen bleibt, so ist

²⁷ Boardman et al (2011, 27)

²⁸ Hanusch (2011, 3)

²⁹ Pearce et al (2006, 42)

³⁰ Boardman et al (2011, 27ff)

³¹ Hanusch (2011, 19)

dieses Kriterium erfüllt. Dies bedeutet nicht, dass nach Durchführung einer Maßnahme solch eine Umverteilung tatsächlich erfolgen muss, diese bleibt rein hypothetisch.

Typisierung von Projektwirkungen

Hanusch (2011, 7ff) beschreibt unterschiedliche Arten von Projektwirkungen. Einerseits wird zwischen realen und pekuniären Effekten unterschieden. Reale Effekte stellen hierbei jene Wirkungen dar, welche unmittelbar durch eine Maßnahme entstehen (z.B. geringere Unfallkosten). Pekuniäre Effekte hingegen entstehen nicht neu, sondern verschieben sich lediglich innerhalb der Volkswirtschaft. Wenn beispielsweise auf Grund einer Maßnahme ein gewisses Geschäft mehr Umsatz macht, und davon ausgegangen werden kann, dass ein anderes Geschäft diesen Umsatz einbüßt, so werden diese Effekte in der KNA nicht berücksichtigt.

Weiters wird unterschieden zwischen direkten und indirekten Effekten, wobei direkte Effekte als jene definiert sind, die durch die Maßnahme beabsichtigt sind. Indirekte Effekte entstehen dagegen unbeabsichtigt. Ein typisches Beispiel wären negative indirekte Umwelteffekte durch den Straßenbau. In der KNA werden sowohl direkte als auch indirekte Effekte berücksichtigt.

Zusätzlich wird auch zwischen tangiblen und intangiblen Effekten unterschieden. Tangible Effekte sind monetär quantifizierbar, während intangible Effekte nur qualitativ beschreibbar sind. Die Grenze hierbei ist nicht immer eindeutig und in den letzten Jahren wurden beachtliche Fortschritte erzielt, was die Monetarisierung von Effekten angeht. Beide Effekte sollten in der KNA berücksichtigt werden. Hanusch (2011, 11) empfiehlt hierfür eine präzise Beschreibung der intangiblen Effekte in einem Anhang zur KNA.

Schließlich kann man zwischen finalen und intermediären Projektwirkungen unterscheiden. Finale Effekte haben direkten Einfluss auf das individuelle Nutzenniveau, während intermediäre Effekte sich erst indirekt durch Kostenveränderungen bemerkbar machen. Beide Arten von Projektwirkungen müssen in einer KNA berücksichtigt werden.

2.4 Grenzen der Kosten-Nutzen-Analyse und Kritik

Eine Kritik, welche gegen die KNA vorgebracht wird, wendet sich nicht direkt gegen die Methode selbst, sondern ihre neoklassische wohlfahrtsökonomische Grundlage, das Kaldor-Hicks-Kriterium. Bereits 1941 hat Scitovsky festgestellt, dass eine Maßnahme dem Kaldor-Hicks-Kriterium entsprechen kann, das Rückgängigmachen derselben Maßnahme paradoxerweise aber ebenfalls den Ansprüchen des Kaldor-Hicks-Kriteriums gerecht werden kann. Als Lösungsansatz schlägt Scitovsky daher ein zusätzliches Kriterium vor, nach dem das Rückgängigmachen einer

Maßnahme nicht zu einer Wohlfahrtssteigerung führen darf.³² Für eine ausführlichere Kritik an dem Kaldor-Hicks-Kriterium sei auf den Artikel von Gowdy (2004) verwiesen.

Ein weiterer Kritikpunkt liegt darin, dass die KNA sich ausschließlich auf individuelle Präferenzen bezieht. Einerseits wird argumentiert, dass insbesondere in der Umweltökonomie auch andere Spezies intrinsische Rechte haben, welche allerdings in der KNA nicht berücksichtigt werden, da nicht erwartet werden kann, dass Menschen diese Rechte in ihrer individuellen Bewertung berücksichtigen.³³ Auch muss darauf hingewiesen werden, dass bei unvollständiger Information der Individuen auch deren Präferenzen verfälscht dargestellt werden.

Grenzen sind der KNA dort gesetzt, wo die Monetarisierung der Projektwirkungen nicht ausreichend möglich ist. Selbst wenn alle intangiblen Effekte ausführlich beschrieben werden, kann ein Punkt erreicht werden, wo die Aussagekraft einer KNA stark zu schwinden beginnt. Diesbezüglich hat jedoch in den letzten Jahren eine beachtliche Weiterentwicklung der Methoden stattgefunden. Auch kann es vorkommen, dass andere Ziele als ökonomische Effizienz entscheidende Kriterien für ein Projekt sind. In diesem Fall kann es vorteilhaft sein eine andere Methode wie die KWA oder NWA anzuwenden (Vgl. Kapitel 2.1). Auf weitere technische Probleme der KNA wird in weiterer Folge genauer eingegangen.

³² Hanusch (2011, 20)

³³ Pearce et al (2006, 48)

3 Aufbau der Kosten-Nutzen-Analyse

3.1 Bestimmung der relevanten Nebenbedingungen

Räumliche und zeitliche Abgrenzung

Der Analyserahmen sollte zeitlich und räumlich abgegrenzt werden. Je nach Projekt kann eine unterschiedliche zeitliche Perspektive sinnvoll sein; oft ist diese auch von dem Planungshorizont der beteiligten oder durchführenden staatlichen Institutionen abhängig.³⁴ Bei Infrastrukturprojekten wird meist die erwartete physische Lebensdauer der Infrastruktur herangezogen, also Zeiträume beschränkt auf 30-50 Jahre.³⁵

Im Sinne der Nachhaltigkeitsdebatte könnte nun angeregt werden, längere Bewertungszeiträume zu beachten. Doch stellt sich die Frage wie seriös tatsächlich vorausgesagt werden kann, was in 50 Jahren passieren wird, und ob die zu bewertende Maßnahme wegen des technologischen Fortschritts nicht bereits durch eine andere ersetzt sein wird. In diesem Fall wäre die Annahme einer längeren Laufzeit irreführend und würde tendenziell zu einer Überbewertung des Ergebnisses führen, da typischerweise in den fernen Projektzeiträumen hauptsächlich positive Wirkungen erzielt werden, während die Kosten dafür bereits zu Projektbeginn anfallen. Weiters stellen sich durch die Diskontierung Fragen der Generationengerechtigkeit, welche in Kapitel 3.5 genauer behandelt werden.

Für die vorliegende Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) wurde als Bewertungszeitraum 10 Jahre gewählt. Auf Grund der zuvor genannten Richtlinien mag dieser zwar verhältnismäßig kurz wirken, doch gibt es überzeugende Argumente für solch einen kurzen Bewertungszeitraum: Die Feinstaubproblematik ist ein verhältnismäßig junges Forschungsfeld; erst in den letzten zwei Jahrzehnten wurden in Europa Maßnahmen zur Reduktion der Feinstaubwerte getestet. Insbesondere in Bezug auf Straßenstaub wurden die meisten Untersuchungen hauptsächlich im vergangenen Jahrzehnt durchgeführt³⁶. So ist eine beachtliche Dynamik in der Feinstaubforschung entstanden. Da laufend neue Maßnahmen entwickelt werden und auch laufend neue Erkenntnisse über die Wirkungen von Feinstaub erreicht werden, ist damit zu rechnen, dass in 10 Jahren bereits andere Maßnahmen zur Feinstaubreduktion verfügbar sein werden und früher oder später eine solche Maßnahme die CMA-Anwendung obsolet machen wird. Zusätzlich fallen bei der CMA-Anwendung nur geringe Investitionskosten an, welche nur

³⁴ Hanusch (2011, 5)

³⁵ Pearce et al (2006, 56f)

³⁶ Amato et al (2010)

mit einer langen Laufzeit amortisiert werden können. Das Ergebnis würde sich auch mit einer längeren Laufzeit nur marginal ändern.

Als räumliche Abgrenzung wird meist der nationale Rahmen gesehen, internationale KNAs werden seltener durchgeführt. Doch der räumliche Bezugsraum kann auch enger gefasst sein, wenn sich Projektwirkungen beispielsweise nur auf kleinräumige Gebiete beschränken.³⁷ Entscheidend ist hierbei vor allem, wer die Kosten zu tragen hat und wem die Nutzen zu Gute kommen. Falls Kosten- oder Nutzeneffekte außerhalb des räumlichen Rahmens auftreten würden, sollte dieser möglichst erweitert werden um sämtliche Effekte aufzunehmen. Dies ist eine Frage der Perspektive, wie nachfolgend erläutert wird.

Für die vorliegende KNA wurde als räumlicher Rahmen das Stadtgebiet von Klagenfurt am Wörthersee gewählt. Es wirken sich also nur die Feinstaubreduktionen innerhalb der Stadt Klagenfurt auf die Analyseergebnisse aus; nur die Effekte auf die EinwohnerInnen von Klagenfurt werden berücksichtigt. Dies ist damit begründet, dass der aufgewirbelte Straßenstaub keine sonderlich weit reichenden Auswirkungen hat.³⁸ Modellrechnungen der TU Graz haben ergeben, dass die Auswirkungen von CMA lediglich innerhalb der Stadtgrenzen wirksam sind. Tatsächlich ergeben sich dennoch Ungenauigkeiten, da auf Grund der Datenlage nur jene Personen berücksichtigt werden können, welche in der Stadt wohnhaft sind. Jene Personen, die außerhalb der Stadt wohnen, aber ihren Arbeitsplatz in der Stadt haben und somit ebenfalls betroffen sind, sowie Menschen die zum Einkaufen in die Stadt kommen etc., werden nicht berücksichtigt.

Offenlegung der Perspektive

Hanusch (2011, 7ff) argumentiert, dass in einer KNA immer alle Projektauswirkungen berücksichtigt werden müssen, unabhängig davon, wer diese zu tragen hat, bzw. wem sie zu Gute kommen. Diese umfassende Perspektive wird auch „gesellschaftliche Sichtweise“ genannt.³⁹ Oftmals sind jedoch für die AuftraggeberInnen von Wirtschaftlichkeitsanalysen nicht die Auswirkungen der Maßnahme auf die gesamte Volkswirtschaft, sondern nur auf die eigenen Kosten und Nutzen relevant. Wenn beispielsweise eine Krankenkasse eine Analyse über die Einführung eines neuen Medikaments durchführen lässt, so stehen die kasseninternen Interessen vor den gesamtwirtschaftlichen Interessen, da sie die ihr übertragene Aufgabe möglichst kostensparend erledigen möchte. Für solche Untersuchungen empfiehlt sich daher die KWA oder NWA (vgl. Kapitel 2.1).

³⁷ Hanusch (2011, 5)

³⁸ Grobe Partikel haben unter Normalbedingungen eine Reichweite von max. 10 km (US EPA, 2009, 3-4)

³⁹ Greiner & Schöffski (2012, 156f)

Auch eine KNA zu einem Autobahnbau könnte sowohl aus gesamtstaatlicher Perspektive, als auch aus regionaler Perspektive (Bundesland, Bezirk), oder aus internationaler Perspektive durchgeführt werden. Hierbei würden jeweils unterschiedliche Kosten- und Nutzenkomponenten berücksichtigt werden und eventuell auch unterschiedliche Ergebnisse in der Analyse erzielt werden. Daher sollte am Anfang einer KNA klar gestellt werden, aus welcher Perspektive die KNA durchgeführt wird und wessen Kosten und Nutzen daher zählen. In englischer Literatur wird hierfür der Begriff „standing“ verwendet.⁴⁰

Die vorliegende KNA wurde aus gesellschaftlicher Sichtweise durchgeführt, also nach bestem Wissen und Gewissen sämtliche Projektwirkungen, unabhängig davon wen sie betreffen, berücksichtigt. Falls Projektwirkungen zu erwarten sind, diese aber nicht genau quantifiziert werden konnten, wurde dies ebenfalls angemerkt.

Analysezeitpunkt

Eine KNA ist zu verschiedenen Zeitpunkten denkbar: „Ex ante“, wenn eine KNA vor der Realisierung des Projekts durchgeführt wird, „ex post“, wenn sie erst nach der Projektrealisierung zur Kontrolle durchgeführt wird. Wird eine KNA durchgeführt während das Projekt realisiert wird, so spricht man von einer KNA „in medias res“. Je nach Zeitpunkt der Analyse können unterschiedliche Aussagen getroffen werden.

Die meisten Analysen werden ex ante durchgeführt, da die KNA so als Entscheidungskriterium verwendet werden kann, ob das Projekt wert ist durchgeführt zu werden oder nicht. Bei einer ex post Analyse kann diese Aussage zwar auch getroffen werden, doch wurden die Ressourcen bereits eingesetzt und können meist nicht zurückgewonnen werden. Ex post Bewertungen werden stattdessen eher herangezogen, wenn ein Projekt ähnlich zu einem bereits bewerteten Projekt überprüft werden soll. Denn wenn auch das abgeschlossene Projekt nicht mehr rückgängig gemacht werden kann, so kann eine ex post Analyse dennoch Aufschluss über die Auswirkungen ähnlicher Projekte liefern. Der Vorteil der ex post Analyse ist, dass die Bewertung der Effekte viel genauer und mit größerer Sicherheit erfolgen kann. Während bei ex ante Analysen die Effekte oft geschätzt werden müssen und signifikante Unsicherheiten verbleiben, sind nach Durchführung des Projekts Nutzen- und Kosteneffekte im Normalfall bekannt. Kritisiert wird jedoch, dass ex post Analysen oft zu reinen Rechtfertigungsverfahren verkommen.⁴¹ In

⁴⁰ Boardman (2011, 7f)

⁴¹ Greiner & Schöffski (2012, 155)

manchen Fällen werden auch zwei Analysen durchgeführt: Eine ex ante und eine weitere ex post.⁴² So kann die Methodik der KNA evaluiert und verbessert werden.

Analysen die in medias res durchgeführt werden, haben sowohl Vor- als auch Nachteile gegenüber den beiden anderen Varianten. Theoretisch kann hierbei noch entscheidend in ein Projekt eingegriffen und eine Projektdurchführung auf Grund des Ergebnisses der KNA überdacht werden. Tatsächlich wird es davon abhängen wie viele Ausgaben für das Projekt bereits getätigt wurden, da versunkene Kosten⁴³ in einer KNA nicht berücksichtigt werden. Desto höher die versunkenen Kosten sind, desto wahrscheinlicher wird eine Analyse in medias res daher eine Weiterführung des Projekts empfehlen, während eine Analyse ex ante von der Verwirklichung abraten würde. Andererseits hat solch eine Analyse den Vorteil, dass erste Ergebnisse des Projekts bereits beobachtet werden konnten und daher geringere Unsicherheit ob der Projektwirkungen besteht. Man darf sich eine KNA in medias res aber nicht als ein parallel laufendes Controlling-Instrument vorstellen, womit laufend Projektwirkungen überprüft werden. Eher kann so nach einer Testphase entschieden werden, ob eine gewisse Maßnahme effizient ist und daher eine Weiterführung der Maßnahme ökonomisch sinnvoll ist.

Die hier vorliegende Analyse ist somit eine ex ante Analyse. Basierend auf den Modellrechnungen welche in Kapitel 1.4 beschrieben wurden, wird berechnet ob diese Maßnahme in einer gesamtwirtschaftlichen Sichtweise zu empfehlen wäre. Unabhängig davon ob es zur Debatte steht oder nicht, nach Ende des LIFE-Projekts die CMA-Anwendung in Klagenfurt fortzuführen, besteht das Erkenntnisinteresse darin, zu sehen ob solch eine Anwendung ökonomisch argumentierbar wäre oder nicht. Auch wenn die Ergebnisse an sich nur für den konkreten Fall in Klagenfurt mit seinen örtlichen Besonderheiten gültig sind, so lassen sich wahrscheinlich dennoch Rückschlüsse darauf ziehen, ob die Anwendung in anderen Orten mit Feinstaubbelastungsproblemen zielführend wäre. Die vorliegende KNA analysiert also nicht das LIFE-Projekt CMA+ an sich. Dies wäre in solch einem Rahmen auch schwer möglich, da es im Sinne des LIFE-Programmes um die Förderung von Pilot- und Demonstrationsprojekten geht, welche eher auf einen Wissensgewinn abzielen als auf einen streng ökonomisch quantifizierbaren Nutzen. Die KNA ist daher auf Alternativen der CMA-Anwendung begrenzt, andere mögliche Feinstaubreduktionsmaßnahmen werden nicht untersucht.

⁴² Boardman et al (1994)

⁴³ Versunkene Kosten sind Ausgaben die bereits getätigt wurden und nicht rückgängig gemacht werden können.

Weitere Rahmenbedingungen

Bei der Durchführung einer KNA müssen weitere Rahmenbedingungen beachtet und möglichst vor der Durchführung bewusst gemacht werden. Hierbei handelt es sich um die gesetzlichen Rahmenbedingungen, welche die Durchführbarkeit von Alternativen bedingt. Genauso sind administrative Beschränkungen zu beachten. Beide sind prinzipiell als bindend zu sehen, auch wenn sie sich über längere Zeiträume durchaus ändern können. Hier können AnalytikerInnen aber auf eventuelle Maßnahmen, welche großen ökonomischen Nutzen hätten, aber eine Änderung der rechtlichen oder administrativen Bedingungen bräuchte, hinweisen. Schließlich sind für politische EntscheidungsträgerInnen manchmal nicht nur ökonomische Effizienzkriterien entscheidend. Falls zusätzliche Ziele, wie beispielsweise „Disparitätenausgleich zwischen den Regionen“ gewünscht sind, so sollten diese zuvor festgehalten werden und von den AnalytikerInnen überprüft werden ob diese erreicht werden.⁴⁴ Sonst bietet sich in diesem Fall die Wahl einer anderen Analyseart wie die NWA an, welche solche Zielvorstellungen besser berücksichtigen kann (vgl. Kapitel 2.1).

Im Fall der vorliegenden Arbeit ist darauf hinzuweisen, dass die herrschenden rechtlichen Rahmenbedingungen so beschaffen sind, dass der Wegehalter haftet, wenn durch grob fahrlässige oder vorsätzliche Handlung der Winterdienst eines Weges mangelhaft ist und dabei jemand zu Schaden kommt⁴⁵. Da die Stadt Klagenfurt bereits jedes Jahr mit mehreren Gerichtsverfahren konfrontiert ist, besteht keine Bereitschaft auf den Einsatz von Streusalz (NaCl) zu verzichten.⁴⁶ Obwohl CMA auch eine auftauende Wirkung hätte und somit weniger NaCl eingesetzt werden könnte, wird dies in der Praxis nicht getan, da dies bei einem etwaigen Gerichtsverfahren als grob fahrlässig interpretiert werden könnte und somit Schadensersatzzahlungen zur Folge hätte. Daher sind keine Nutzen durch verringerten NaCl-Einsatz zu erwarten (vgl. Kapitel 5.1).

3.2 Formulierung und Vorauswahl von Alternativen bzw. Szenarien

Eine KNA kann verschiedene Ziele haben. Manchmal soll lediglich bewertet werden, ob eine Maßnahme wirtschaftlich ist, also ob ihre Nutzeneffekte größer sind als die Kosten. In diesem Fall wird der Nettonutzen nach Durchführung der Maßnahme mit dem Zustand ohne Maßnahme verglichen. Oft kann es jedoch interessant sein alternative Maßnahmen miteinander zu vergleichen, um herauszufinden, welche die wirtschaftlichste Maßnahme ist. AuftraggeberInnen einer KNA haben hier manchmal bereits eine konkrete Vorstellung davon, welche Maßnahmen

⁴⁴ Hanusch (2011, 12f)

⁴⁵ Gargitter (o.J.)

⁴⁶ Gespräch mit Michael Pirker, Straßenmeisterei Klagenfurt

miteinander verglichen werden sollen. In diesem Fall kann es allerdings vorkommen, dass die eigentlich beste Handlungsoption nicht untersucht wird und somit ein verfälschtes Ergebnis entsteht. Die Qualität einer Analyse hängt immer von der Güte der in Betracht gezogenen Alternativen ab.⁴⁷

Auch für ein und dieselbe Maßnahme kann es eine Vielzahl an unterschiedlichen Alternativen geben: Als Beispiel sei ein Autobahnneubau angeführt: Der Neubau kann mit unterschiedlichem Straßenbelag durchgeführt werden, die Wegführung kann unterschiedlich gewählt werden, sie kann zwei-, drei-, oder vierspurig sein, Mautgebühren können höher oder niedriger sein, eine unterschiedliche Anzahl von Grünbrücken kann vorgesehen sein um Wildtieren das Kreuzen zu ermöglichen und schließlich kann die Autobahn zu unterschiedlichen Zeitpunkten gebaut werden.⁴⁸ Es ergibt sich somit eine Unzahl möglicher Kombination, die nicht alle berücksichtigt werden können. Gleichzeitig muss immer die Frage gestellt werden, ob nicht andere Alternativen auch zu berücksichtigen sind. Wenn das grundlegende Ziel eine Verbesserung der Erreichbarkeit ist, existieren noch viele weitere Möglichkeiten, wie der Ausbau des öffentlichen Verkehrs, welcher wiederum in unzähligen Varianten erfolgen könnte. Eine Kurzanalyse kann jedoch helfen die potentiell aussagekräftigsten und wirtschaftlichsten Alternativen zu identifizieren.⁴⁹

Insbesondere können jene Alternativen eliminiert werden, welche bei gleicher Wirksamkeit teurer sind als andere Alternativen, oder jene, welche bei gleichen Kosten eine geringere Wirksamkeit aufweisen. Falls dennoch zu viele Alternativen übrig sind, so kann man sich im Allgemeinen auf jene Alternativen konzentrieren, welche bisher am häufigsten verwendet werden und/oder am wirksamsten sind.⁵⁰ Die Anzahl der Alternativen ist selbstverständlich auch abhängig von dem Budget welche für die KNA zur Verfügung steht. Bei geringem Budget kann durchaus nur eine konkrete Alternative untersucht werden und mit dem Nullszenario verglichen werden. So kann immerhin eine Aussage darüber getroffen werden ob eine Maßnahme realisierungswürdig ist. Es ist allerdings deutlich darauf hinzuweisen, dass kein Vergleich mit anderen Maßnahmen stattgefunden hat.

In der vorliegenden KNA findet kein Vergleich mit anderen Maßnahmen statt. Angedacht war zwar der Vergleich mit einer Umweltzone in Klagenfurt, oder dem Anschluss von zusätzlichen Wohnungen an das Fernwärmekraftwerk, doch wäre dies mit zusätzlichen Unsicherheiten

⁴⁷ Hanusch (2011, 13)

⁴⁸ Boardman et al (2011, 7)

⁴⁹ Hanusch (2011, 13)

⁵⁰ Greiner & Schöffski (2012, 159)

behaftet gewesen. Auch wenn die Maßnahmen auf den ersten Blick durchaus ähnlich erscheinen, hätten diese jedoch jeweils andere Arten von Feinstaub reduziert und wären damit grundlegend anders zu bewerten gewesen als der Straßenstaub, welcher durch die Anwendung von CMA vermieden wird. Dies ist zwar technisch mit der KNA möglich, hätte aber inhaltlich Probleme hervorrufen können. Nicht zuletzt auf Grund der budgetären Situation, der Datenlage von Seiten der Stadt Klagenfurt, als auch volumenmäßigen Beschränkungen im Rahmen der Diplomarbeit wurde daher auf die Evaluierung von Vergleichsmaßnahmen verzichtet. Wie zuvor erläutert kann das Ergebnis daher nur dahingehend interpretiert werden, ob sich die Anwendung von CMA in Klagenfurt lohnen würde. Es ist also durchaus möglich, dass andere Feinstaubreduktionsmaßnahmen einen größeren ökonomischen Nutzen stiften würden, als die Anwendung von CMA. Dies zu klären kann und sollte die Fragestellung zukünftiger KNAs sein.

Es gibt eine Unzahl von Möglichkeiten wie CMA aufgebracht werden kann. Sowohl die Häufigkeit, das räumliche Anwendungsgebiet, die aufgebrachte Konzentration, die Aufbringungstechnik, das konkrete Aufbringungsmittel, als auch die saisonale Anwendung kann unterschiedlich sein. Um diesen unterschiedlichen Möglichkeiten Rechnung zu tragen, werden in der KNA insgesamt fünf unterschiedliche Szenarien bewertet. Somit kann gezeigt werden, welche Anwendungsvariante am effektivsten ist. Die berücksichtigten Szenarien werden daher nachfolgend erläutert.

Szenario A ist ident mit der Studie aus dem Vorgängerprojekt KAPA GS, welche für die gesamte KNA als Datengrundlage dient. Es wird also angenommen, dass CMA in dem Zeitraum von November bis April auf das gesamte Klagenfurter Straßennetz aufgebracht wird. Die Aufbringung erfolgt alle 3 Tage mit 20 Gramm CMA pro m².

Im Laufe des LIFE-CMA+ Projekts wurde die Aufbringungstechnik weiter perfektioniert. Messungen der CMA-Restmengen auf den Straßen ergaben beispielsweise, dass sich in jenen Bereichen, wo die Reifen der Autos fahren, das CMA schneller verflüchtigte als in anderen Bereichen. Daher wurde ein Sprühbalken entwickelt, mit welchem jede zweite Aufbringung von CMA sparsam, aber in etwa gleich effektiv durchgeführt werden kann. Auch hat sich gezeigt, dass es am sinnvollsten ist, CMA nicht im ganzen Stadtgebiet, sondern lediglich auf den Hauptverkehrsstraßen anzuwenden.

Auch die aufgetragene CMA-Menge wurde variiert. Während ursprünglich 20 g/m² CMA aufgetragen wurden, wird jetzt im Normalfall 10 g/m² verwendet. Das liegt darin begründet, dass es bei der höheren Konzentration zu größeren Reibungsverlusten auf der Fahrbahn nach

dem Aufbringen kommt. Dadurch entsteht eine erhöhte Unfallgefahr, welche nicht eingegangen werden will. Schließlich wurde auch getestet CMA in unterschiedlichen Verhältnissen mit Kaliumformiat (KF) zu mischen. Es zeigt sich, dass insbesondere im Mischverhältnis 50:50 eine besser Wirksamkeit, längere Wirkungsdauer und verringerten Reibungsverlusten kommt. Die CMA/KF Mischung ist zwar teurer, wird aber auf Grund ihrer längeren Wirkungsdauer nur halb so oft aufgetragen und ist somit insgesamt billiger.

Es ergibt sich eine Vielzahl möglicher Anwendungen. Da die Berechnungen ergaben, dass sowohl die Reduktion auf die Hauptverkehrsstraßen, als auch die Verwendung des Sprühbalkens in jedem Fall positive Ergebnisse bringt, wird dies in sämtlichen Szenarien angenommen. Lediglich die Konzentration und das Mittel werden variiert. In Tabelle 1 sind die Annahmen der fünf Szenarien übersichtlich dargestellt.

Szenario	Konzentration	Mittel	Ausdehnung	Aufbringungsart	Anwendungstage
A	20 g/m ²	CMA	alle Straßen	Teller	60
B	10 g/m ²	CMA	Alle Straßen	Teller / Balken	60
C	20 g/m ²	CMA	Hauptverkehrsstraßen	Teller / Balken	60
D	10 g/m ²	CMA	Hauptverkehrsstraßen	Teller / Balken	60
E	10 g/m ²	CMA/KF	Hauptverkehrsstraßen	Teller / Balken	30

Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Szenarien und deren Annahmen

3.3 Bestimmung der Projektwirkungen, Kategorisierung

In diesem Schritt werden sämtliche Wirkungen, welche durch die Maßnahme potentiell entstehen können, identifiziert und kategorisiert. Mit „Wirkungen“ sind hier einerseits sämtliche Ressourcen gemeint, welche für das Projekt aufgewendet werden, andererseits die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen, welche das Projekt haben kann. Der Sinn des Schrittes ist es, dass noch bevor man sich in Details der Analyse verliert, sämtliche potentielle Wirkungen festgehalten werden. Auch sollten in dieser Phase Kausalitäten identifiziert werden, da nur jene Wirkungen berücksichtigt werden können, für welche ein klarer Ursache–Wirkungszusammenhang besteht.⁵¹ Während sich bei manchen Projektwirkungen der Wirkungszusammenhang direkt und intuitiv darstellt, muss bei anderen Wirkungen wissenschaftliche Literatur zur Rate gezogen werden, um klare Aussagen über die Größe der Wirkung treffen zu können, oder andere ExpertInnen befragt werden.

⁵¹ Boardman (2011, 8f)

Sämtliche Projektwirkungen werden aufgelistet und eventuell in Gruppen zusammengefasst. Hierfür gibt es keine klaren Regeln, es obliegt den AnalystInnen hier eine übersichtliche Typologie zu schaffen. Gleichzeitig müssen auch die Maßeinheiten, in welchen die Wirkungen gemessen werden sollen, festgelegt werden. Schließlich werden die physischen Wirkungen der Maßnahme erhoben und dokumentiert. Sämtliche physische Wirkungen werden in ihrem Ausmaß und dem Zeitpunkt, zu welchem sie eintreten, festgehalten. In einer ex-ante Bewertung werden sämtliche Wirkungen einer mehr oder weniger großen Unsicherheit unterliegen. Falls den verschiedenen Möglichkeiten Wahrscheinlichkeiten zugewiesen werden können, so kann der Erwartungswert verwendet werden, um die Projektwirkungen zu schätzen.⁵²

Für die vorliegende KNA sind sämtliche mögliche Wirkungen in Tabelle 2 und Tabelle 3 genannt. Manche der Wirkungen sind nicht genau messbar, andere treten auf Grund der zuvor genannten gesetzlichen Rahmenbedingungen gar nicht ein. Dennoch werden der Vollständigkeit halber sämtliche mögliche Wirkungen hier festgehalten, um einen Überblick über die potentiellen Effekte zu liefern. Die tatsächliche Evaluation der Effekte findet in den Kapiteln 4.3, 4.4 und 5.1 statt.

Öffentlicher Sektor	Einmalige Anschaffungskosten	Die Stadt Klagenfurt wendet Mittel auf um bestehende Streumaschinen umzubauen
	Laufende Anschaffungskosten	Die Stadt Klagenfurt wendet Mittel auf um laufend CMA zu kaufen
	Laufende Betriebskosten	Die Stadt Klagenfurt hat laufende Ausgabe für Fahrzeuge (Treibstoff, Wartung etc.) und andere Betriebsmittel zu tragen
	Personalkosten	Zusätzliches Personal der Stadt Klagenfurt ist vonnöten, um CMA aufzubringen
	Verwaltungskosten	Der Stadt Klagenfurt fällt ein Mehraufwand in der öffentlichen Verwaltung an
	Schäden an Beton, Asphalt und Bodenmarkierungen	CMA kann Schäden an Beton, Asphalt und Bodenmarkierungen hervorrufen, was zu höheren Erhaltungskosten der Stadt Klagenfurt führen kann
Privater Sektor	Unfallkosten	CMA kann sich unvorteilhaft auf die Haftung an der Straßenoberfläche auswirken, was zu erhöhten Unfallzahlen führen kann.
	Umweltkosten	CMA könnte sich negativ auf Flora und Fauna auswirken
	Schäden an privatem Eigentum	CMA kann Schäden an Autos, Fahrrädern etc. durch Korrosion oder ähnliche chemische Prozesse hervorrufen

Tabelle 2: Potentielle Kosteneffekte der Anwendung von CMA

⁵² Hanley & Spash (1993, 11)

Feinstaubreduktion	Gesundheitseffekte	Feinstaub hat negative Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen
	Sichtverbesserung	Lichtstreuung und -absorption durch Staubteilchen können Sichtbehinderungen (Dunstwolken) hervorrufen
	Klimafolgen	Die Schwebeteilchen können Einfluss auf Wolkenbildung, Niederschlag und Erderwärmung haben
	Ökologische Effekte	Staubteilchen können, wenn sie in den Boden oder das Grundwasser eingehen, Effekte auf Organismen und Ökosysteme haben
	Materialabnutzung	Baumaterialien können auf Grund von Feinstaub schneller abgenutzt werden
Vermiedener Salzeinsatz	Geringere öffentliche Kosten für NaCl	Da CMA auftauende Wirkung hat, kann bei CMA-Anwendung weniger NaCl gestreut werden (Anschaffungs- und Betriebskosten)
	Vermiedene Schäden an privatem Eigentum	Falls weniger NaCl gestreut wird, kommt es zu geringeren Schäden an Autos, Fahrrädern etc. durch Korrosion
	Umweltfolgen	Verringerter Einsatz von NaCl kann sich positiv auf Pflanzen und Gewässer auswirken

Tabelle 3: Potentielle Nutzeneffekte der Anwendung von CMA

3.4 Monetarisierung

Es ist ein Grundprinzip der KNA, dass sämtliche Kosten und Nutzen als monetäre Werte dargestellt und aufsummiert werden. Daher ist der nächste Schritt nach der physischen Erfassung der Projektwirkungen, diese in monetäre Werte umzuwandeln. Geld ist ein Ausdruck der Wertschätzung, welcher die Mitglieder der Gesellschaft für gewisse Güter und Wirkungen haben. Daher wird es als gemeinsame Maßeinheit verwendet, um die unterschiedlichen Kosten und Nutzen vergleichen zu können.⁵³

Um die jeweiligen monetären Werte zu finden, gibt es unterschiedliche Methoden. Es kommt hierbei darauf an, ob für die Güter ein Markt existiert oder nicht. Wenn die Güter am Markt gehandelt werden, so ist es durchaus legitim den Marktpreis als Bewertungsbasis heranzuziehen. Allerdings ist eine Einschätzung erforderlich, wie sich diese Marktpreise in Zukunft entwickeln werden. Inflation braucht prinzipiell nicht berücksichtigt werden, lediglich wenn zu erwarten ist, dass einzelne Preise sich stärker verändern werden als das allgemeine Preisniveau, ist darauf Rücksicht zu nehmen. Auf vollkommenen Märkten entspricht der Marktpreis dem sozialen Grenznutzen und kann daher direkt in die KNA übernommen werden. Doch gibt es Fälle, wo der Marktpreis nicht dem sozialen Grenznutzen entspricht: Bei unvollständigem Wettbewerb, beträchtlichen Markteingriffen des Staates und falls kein Markt für das Gut vorhanden ist. Für die konkret beabsichtige KNA sind die ersten beiden Fälle weniger relevant, daher wird auf diese nicht genauer eingegangen. Für ausführlichere Erläuterungen siehe Hanley & Spash (1993, 13f).

⁵³ Hanley & Spash (1993, 11)

Falls kein Markt für ein Gut vorhanden ist, kann es sich um ein öffentliches Gut handeln. Dieses ist so definiert, dass es nicht möglich ist, jemanden von dem Konsum dieses Gutes auszuschließen und der Gebrauch des Gutes nicht rivalisierend ist.⁵⁴ Auch für externe Effekte ist im Normalfall kein Markt vorhanden.⁵⁵ Insbesondere bei Maßnahmen, die Auswirkungen auf die Umweltqualität haben (egal ob beabsichtigt oder unbeabsichtigt), werden sich solche Effekte immer einstellen. Da diese Effekte keinen Marktpreis haben, müssen andere Bewertungsmethoden angewandt werden. In den letzten Jahrzehnten wurden diese Bewertungsmethoden kontinuierlich weiterentwickelt und verfeinert.⁵⁶

Bei der vorliegenden KNA ist die monetäre Bewertung der Effekte eine große Herausforderung, da die Hauptnutzenkategorie aus Gesundheitseffekten besteht. Für diese existieren keine Marktpreise, es müssen daher andere Bewertungsgrundlagen herangezogen werden. Methodische Hintergründe hierzu werden in Kapitel 0 erläutert, die tatsächlichen Ergebnisse der Monetarisierung sind in Kapitel 5.1 dargestellt. Sämtliche Werte in Geldeinheiten (Euro) dieser Arbeit, welche aus eigenen Berechnungen stammen, beziehen sich, sofern nicht anders angegeben, auf die Preisbasis 2011.

3.5 Diskontierung der Nutzen und Kosten

Die verschiedenen Nutzen- und Kostenkomponenten treten in unterschiedlichen Jahren auf. Um diese unterschiedlichen Werte miteinander vergleichbar zu machen, müssen diese diskontiert werden. Es werden also für alle monetären Werte, welche im vorherigen Schritt bestimmt wurden, die Gegenwartswerte errechnet. Hierzu werden die jeweiligen Beträge abgezinst. Wenn X_t also ein Kostenpunkt ist, welcher t Jahre nach Beginn des Projekts fällig wird, wird der Gegenwartswert (GW) unter Verwendung der Diskontierungsrate d wie folgt berechnet:

$$GW(X) = \frac{X_t}{(1 + d)^t} \quad (2)$$

Analog werden Gegenwartswerte für sämtliche Nutzen- und Kostenelemente der KNA errechnet. Die einzelnen Gegenwartswerte werden danach aufsummiert, um Kosten und Nutzen aus heutiger Perspektive gegenüberstellen zu können. Es wird somit also ein aggregierter Gegenwartswert der Kosten K (3) und analog ein aggregierter Gegenwartswert der Nutzen N (4) errechnet.

⁵⁴ Bofinger (2011, 257f)

⁵⁵ Bofinger (2011, 259ff)

⁵⁶ Hanusch (2011, 68)

$$GW(K) = K_0 + \frac{K_1}{(1+d)} + \frac{K_2}{(1+d)^2} + \dots + \frac{K_T}{(1+d)^T} = \sum_{t=0}^T \frac{K_t}{(1+d)^t} \quad (3)$$

$$GW(N) = N_0 + \frac{N_1}{(1+d)} + \frac{N_2}{(1+d)^2} + \dots + \frac{N_T}{(1+d)^T} = \sum_{t=0}^T \frac{N_t}{(1+d)^t} \quad (4)$$

Schließlich ergibt die Differenz der Gegenwartswerte den sogenannten **Nettogegenwartswert (NGW)** einer Maßnahme:

$$NGW = GW(N) - GW(K) \quad (5)$$

In diesem Wert sind einander sämtliche Kosten- und Nutzelemente einer Maßnahme abgezinst gegenübergestellt. Wenn der NGW positiv ist, so sind die abgezinsten Nutzen also größer als die abgezinsten Kosten. Mehr zu den Entscheidungskriterien folgt in Kapitel 3.6.

Die zu verwendende Diskontierungsrate sorgt seit langer Zeit für rege Diskussionen unter TheoretikerInnen und PraktikerInnen der KNA. Hanusch (2011, 103ff) unterscheidet drei Ansätze, welche in der Literatur diskutiert wurden, um die Diskontierungsrate zu bestimmen:

- Die soziale Zeitpräferenzrate (der Haushalte),
- Die sozialen Opportunitätskosten oder
- eine Synthese der beiden Raten.

Der erste Ansatz, die **soziale Zeitpräferenzrate**, bezieht sich auf individuelle Präferenzen. Es wird davon ausgegangen, dass ein Konsumverzicht heute durch einen größeren späteren Konsum aufgewogen werden muss. Ein Abbild dessen existiert beispielsweise am Kapitalmarkt, da dort Geld gegen Zins angelegt wird, anstatt es sofort zu verbrauchen. Gemäß der wohlfahrtsökonomischen Vorstellung der Nutzenmaximierung muss daher der Zinssatz am Kapitalmarkt der sozialen Zeitpräferenzrate entsprechen, denn wenn er niedriger wäre, würde sofort weniger gespart werden und Konsum vorgezogen werden. Wäre der Zinssatz allerdings zu hoch, würde mehr gespart und weniger konsumiert werden. Sofern der Kapitalmarkt ein vollkommener Markt ist, bildet sich ein Gleichgewicht, welches die soziale Zeitpräferenz der Haushalte abbildet. Dieser Zinssatz wäre dementsprechend auch als Diskontierungsrate zu verwenden.

Es muss allerdings zu Recht eingewandt werden, dass Kapitalmärkte keine vollkommenen Märkte sind. Geldpolitische Eingriffe der Notenbanken, unterschiedliche Besteuerung der Einkünfte sowie verschiedene Risiken der Anlagearten und Unterschiede in den individuellen Risikopräferenzen lassen den Zusammenhang zwischen Zeitpräferenzrate und Zinssatz verschwimmen. Je nach Anlageform sind überdies meist unterschiedliche Zinssätze erzielbar, so

dass AnalytikerInnen vor die Qual der Wahl gestellt sind, welchen dieser Zinssätze sie verwenden sollen. Als Näherungswert wird die Rendite von risikolosen langfristigen Staatspapieren vorgeschlagen.⁵⁷

Ein komplett anderer Ansatz ist jener der **sozialen Opportunitätskosten**. Hier wird argumentiert, dass staatliche Handlungen dem privaten Sektor Gelder entziehen, da die staatliche Handlung im Endeffekt über Steuern von privaten Geldern finanziert werden. Da auch angenommen wird, dass im privaten Sektor eine höhere Produktivität erzielt wird als durch staatliches Handeln, könnten staatliche Handlungen zu Ineffizienz führen. Es wird daher argumentiert, dass die Rendite eines ähnlichen Projekts des privaten Sektors als Maßstab verwenden werden sollte.⁵⁸ Diese wäre üblicherweise höher als die soziale Zeitpräferenzrate.

Obwohl die Ansätze geradezu konträr sind, gibt es Vorschläge zur **Synthese** der beiden. Diese werden jedoch aus Platzgründen hier nicht genauer ausgeführt. Es sei auf Hanusch (2011, 111ff) verwiesen.

Während die Diskontierung von monetären Kosten und Nutzen leicht nachvollziehbar ist, werden in der vorliegenden KNA jedoch Gesundheitseffekte bewertet, monetarisiert und in weiterer Folge ebenfalls diskontiert. Dies wirft ethische Fragen auf: Ist ein vermiedener Todesfall in 20 Jahren weniger „wert“ als ein vermiedener Todesfall in 5 Jahren? Wäre es ethisch verantwortungsvoller keine Diskontierung anzuwenden? Empirische Untersuchungen zeigen, dass bei Bewertungen von zukünftigen Gesundheitsstadien de facto eine Diskontierung vorgenommen wird. Getzner (2006, 22f) fasst einige dieser Untersuchungen zusammen und findet implizite Diskontierungssätze von 0,3 bis 14%, mit Schwerpunkt bei 4,5%. Da andere Studien allerdings einen geringeren Diskontierungssatz für Gesundheitseffekte vorschlagen, kommt Getzner (2006, 23) zum Schluss, dass eine Annahme von einem Diskontierungssatz von 3-4% p.a. für KNAs im Gesundheitsbereich gut fundiert ist.

Im Kontext der Bewertung von Umweltschäden entstand in den letzten Jahrzehnten eine weitere Diskussion über die Probleme, welche sich auf Grund der Diskontierung ergeben. So hätte ein Umweltschaden welcher in 100 Jahren eintreten und mit einer Million Euro zu beziffern wäre, bei einer Diskontierungsrate von 4% einen Gegenwartswert von 20.000 €. Würde man den Schaden heute mit einer Zahlung von mehr als 20.000 € abwenden können, so wäre dies aus ökonomischer Sicht her abzulehnen. Es steht daher zu befürchten, dass Diskontierung in einer KNA dazu führt, dass negative Auswirkungen auf kommende Generationen in der Analyse

⁵⁷ Hanusch (2011, 110)

⁵⁸ Abay (2005, 7)

kaum berücksichtigt werden. Dies würde dem Bestreben nach Nachhaltigkeit diametral entgegenstehen, manche AutorInnen sprechen gar von der „Zwangsherrschaft des Diskontierens“⁵⁹.

Doch auch Nulldiskontierung, also das vollständige Verzichten auf Diskontierung, wäre keine zufriedenstellende Lösung. Bei positiven Sparzinssätzen würde dies nämlich aussagen, dass möglichst wenig heute konsumiert werden sollte, um möglichst viel für kommende Generationen anzusparen. Doch auch kommende Generationen würden weitersparen, da auch deren Nutzen nicht so hoch wäre wie der Nutzen von darauffolgenden Generationen, so dass diese Nutzen niemals zu tragen kämen. Selbst wenn eine kommende Generation den Reichtum einmal nutzen würde, so würde die frühere arme Generation eine Bürde für die späteren reichen Generationen übernehmen, was moralisch ungerechtfertigt erscheint⁶⁰.

Als Mittelweg schlagen daher manche AutorInnen hyperbolische Diskontierung⁶¹ vor. Hierbei nimmt die Diskontierungsrate über die Zeit ab. Dies hat den Vorteil, dass zwar die Zeitpräferenz berücksichtigt wird, aber auch Werte, welche weit in der Zukunft liegen, nicht verschwindend klein werden. Boardman et al (2011, 263) schlagen beispielsweise vor, als Diskontierungsraten 3,5% von Jahr 0 bis 50, 2,5% für die Jahre 50 bis 100, 1,5% für die Jahre 100 bis 200, 0,5% für die Jahre 200 bis 300 und 0% für jegliche Zeit darüber hinaus zu verwenden.

Da für die vorliegende KNA ein relativ kurzer Zeitraum (10 Jahre) gewählt wurde, ist hyperbolische Diskontierung nicht notwendig. Im Basisfall wird eine Diskontierungsrate von 3,5% gewählt.

3.6 Entscheidungskriterien

Nach der Zusammenstellung der Gegenwartswerte sämtlicher Kosten und Nutzen kann eine Antwort darauf gegeben werden, ob eine Maßnahme realisierungswürdig ist oder nicht. Entscheidend ist hierbei der Nettogegenwartswert (NGW), welcher im letzten Kapitel beschrieben wurde. Dieser ist die Differenz aus den Gegenwartswerten der Nutzen und Kosten⁶².

$$NGW = \sum_{t=0}^T \frac{N_t}{(1+d)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{K_t}{(1+d)^t} = \sum_{t=0}^T \frac{N_t - K_t}{(1+d)^t} \quad (6)$$

Falls der NGW positiv ist, so überwiegen die Nutzen und ein Projekt ist realisierungswürdig. Wurden mehrere Alternativen einer Maßnahme betrachtet, so ist jene durchzuführen, deren

⁵⁹ Englisches Original: „... the “tyranny” of discounting.” (Pearce et al 2006, 184ff)

⁶⁰ Pearce et al (2006, 185)

⁶¹ Im englischen „hyperbolic discounting“ oder auch oft „time declining discounting“

⁶² Siehe auch Formel 5

NGW am Größten ist. In der Frühphase der KNA wurden auch andere Entscheidungskriterien verwendet. So wurde beispielsweise der interne Zinsfuß berechnet, sowie der Quotient aus diskontierten Nutzen und Kosten betrachtet. Beide weisen im Vergleich zu dem NGW jedoch erhebliche Schwächen auf, so dass mittlerweile Konsens darüber herrscht, dass dieser die anderen Entscheidungsmaße dominiert.⁶³ Auf Grund der Überlegenheit des NGW wird dieser auch in der vorliegenden KNA als Entscheidungsgrundlage herangezogen.

3.7 Sensitivitätsanalyse

Bereits in Kapitel 3.1 wurde darauf hingewiesen, dass je nach Analysezeitpunkt eine beträchtliche Unsicherheit über die tatsächlichen Auswirkungen einer Maßnahme bestehen können. Insbesondere, wenn die KNA ex ante durchgeführt wird, können viele Kosten- und Nutzeneffekte nur prognostiziert werden. Auch in der monetären Bewertung der Effekte können Ungenauigkeiten zu einer Verfälschung des Ergebnisses führen. Getzner (2008, 12) identifiziert folgende Ursachen für Unsicherheiten und Informationsmangel:

- „Mangel an wissenschaftlichen Informationen
- Mangel an ökonomischen Informationen und Preissignalen
- Informationsmangel über zukünftige Entwicklungen, insbesondere der Präferenzen zukünftiger Generationen“

Um mit diesen Unsicherheiten umzugehen, sollte jede KNA eine umfassende Sensitivitätsanalyse beinhalten. Hierbei werden verschiedene Parameter der KNA geändert und geprüft, wie schnell sich ein anderes Ergebnis einstellen würde. So kann die Robustheit der Untersuchung festgestellt werden. Wenn bereits eine geringe Modifikation eines Parameters den NGW negativ werden lassen, so lässt dies auf eine geringe Robustheit der Ergebnisse schließen und es ist explizit darauf hinzuweisen. Insbesondere von Interesse ist, wie stark einzelne Parameter verändert werden müssen um einen Vorzeichenwechsel des NGW hervorzurufen.

Da in der vorliegenden KNA eine komplexe Bewertung von Gesundheitseffekten erfolgt, gibt es ein breites Spektrum an möglichen Unsicherheitsgründen: Die Schätzwerte für die künftige Feinstaubentwicklung bei Anwendung von CMA sind von der TU Graz berechnet worden. Falls im Rahmen der Messungen oder der Schätzung der Effekte Ungenauigkeiten anfallen, haben diese Auswirkungen auf das Ergebnis. Die Auswirkungen der Feinstaubreduktion auf die Gesundheitsendzustände können sowohl über- als auch unterschätzt sein. Schließlich ist auch die ökonomische Bewertung dieser Gesundheitsendzustände mit Unsicherheiten verbunden.

⁶³ Pearce et al (2006, 18), Hanusch (2011, 119ff), Boardman et al (2011, 34), Hanley & Spash (1993, 18)

Rahmenbedingungen wie die Diskontierungsrate können ebenfalls Einfluss auf das Ergebnis nehmen. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse werden in Kapitel 5.2 präsentiert.

3.8 Empfehlung einer Maßnahme

Nach Durchführung sämtlicher Schritte sind schließlich so viele Informationen gesammelt und verarbeitet worden, dass fundierte Schlussfolgerungen gezogen und eine Empfehlung abgegeben werden kann. In der Schlussfolgerung werden die Ergebnisse der KNA diskutiert und in Anbetracht der Sensitivitätsanalyse Urteile abgegeben, welche Maßnahmen realisierungswürdig sind und welche nicht. Bei dem Vorliegen mehrerer Maßnahmen kann eine Rangfolge erstellt werden, in welcher abgebildet ist welche Maßnahme die anderen dominiert. Auch hier ist die Sensitivitätsanalyse von großer Bedeutung, es ist klar darzulegen wie robust die Rangfolge ist, bzw. ab welcher Parameteränderung sich auch die Rangfolge ändern würde.

Schließlich sollte auf mögliche Beschränkungen und Unsicherheiten in der Bewertung eingegangen werden. Insbesondere intangible Effekte sollten beschrieben werden und können bei einer knappen Rangfolge auch als Entscheidungshilfe dienen. Es ist lohnenswert noch einmal kritisch sämtliche Schritte der KNA zu durchleuchten, um die Ergebnisse möglichst transparent zu machen. Für die vorliegende KNA erfolgt dieser Schritt in den Kapiteln 5.4 und 5.5.

4 Ökonomische Bewertung der Effekte von Feinstaub

4.1 Grundlagen der Bewertung von Gesundheitseffekten

4.1.1 Ökonomische Bewertungsmethoden

Im Laufe der Zeit wurde nicht nur die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) selbst weiter entwickelt, sondern auch bedeutsame Methoden erarbeitet, wie öffentliche Güter und externe Effekte monetär bewertbar (zu machen) sind. Diese ökonomischen Bewertungsmethoden waren entscheidend um die KNA in einem breiten Feld anwendbar zu machen, da nur monetär bewertbare Effekte in das primäre Entscheidungskriterium, den Nettogegenwartswert, einfließen können. Im Sinne der Umweltpolitik stellt insbesondere die Internalisierung von externen Effekten in die KNA einen bedeutsamen Schritt dar. Feinstaub ist ein typisches Beispiel solcher externer Effekte, da er als unbeabsichtigtes Nebenprodukt bei verschiedenen Tätigkeiten entsteht (siehe Kapitel 4.2.1). In der vorliegenden KNA stellt die Reduktion von Feinstaub eine bedeutsame Nutzenkomponente dar (siehe Kapitel 3.3), weshalb nun die Ansätze der ökonomischen Bewertung von externen Effekten genauer beleuchtet werden.

In der Praxis wird unterschieden zwischen direkten und indirekten Bewertungsmethoden.

Indirekte Bewertungsmethoden

Indirekte Bewertungsmethoden versuchen indirekte Effekte monetär messbar zu machen. Im Laufe der Jahre wurden hierfür verschiedene Ansätze entwickelt.

Bei dem Vermeidungskostenansatz wird ermittelt, welche Kosten anfallen würden um die externen Effekte zu minimieren. Wenn beispielsweise durch einen Flughafenbau mehr Lärm entsteht und daraufhin die AnwohnerInnen Lärmschutzfenster einbauen lassen, so lässt sich daraus schließen, dass ihre Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion von x Dezibel mindestens so hoch ist wie der Preis des Fensters.⁶⁴ Auf die Problematik der Feinstaubbelastung lässt sich diese Methode jedoch leider nicht umlegen, da keine ähnlichen technologischen Mittel bekannt bzw. gebräuchlich sind, welche die individuelle Feinstaubbelastung im Wohnraum senken würden.

Bei dem hedonischen Preisansatz hingegen, werden externe Effekte über die Wertänderung von Besitzrechten bestimmt.⁶⁵ Wenn beispielsweise durch einen Flughafen Lärm entsteht und dieser von Individuen als negativ empfunden wird, so kann davon ausgegangen werden, dass sich dies in den Haus- und Grundstückspreisen niederschlägt. Mittels der Regressionsanalyse kann, unter

⁶⁴ Hanley & Spash (1993, 99ff)

⁶⁵ Hanusch (2011, 86f)

Kontrolle auf andere Preisfaktoren wie Lage, Größe, Alter, Qualität, Verkehrsanbindung, öffentliche Einrichtungen etc., die Auswirkung von Lärmbelastung auf die Hauspreise ermittelt werden. Es wird also auf Basis der Hauspreise die marginale Zahlungsbereitschaftsfunktion für Lärmbelastung ermittelt.⁶⁶ Analog wäre dies auch für die Feinstaubbelastung denkbar, da diese sich theoretisch ebenfalls auf Haus- und Grundstückspreise auswirken könnte.

Auch wenn einzelne derartige Studien durchgeführt wurden⁶⁷, sind diese für die vorliegende KNA dennoch nicht verwendbar. Dies ist einerseits darin begründet, dass die Studien immer sämtliche Größenfraktionen des Feinstaubs (TSP)⁶⁸ als Indikator herannahmen. Maßnahmen zu Reduktion von Feinstaub können allerdings meist nur gewisse Größenfraktionen des Feinstaubs reduzieren, weshalb diese Studien zu undifferenzierte Aussagen haben. Weiters wurde in sämtlichen Studien Feinstaub als alleiniger Indikator der gesamten Luftverschmutzung (inklusive NO_x , SO_x , etc.) verwendet und auch ähnliche Belastungen wie Lärm wurden nicht inkludiert. Dies bedeutet, dass auch die Auswirkungen von anderen Schadstoffen - oder evt. korrelierten Unannehmlichkeiten wie Lärm - sich in der Regression auf den Koeffizienten von TSP auswirken können und dieser tendenziell nach oben verzerrt ist.

Der Autor konnte keine Untersuchung finden in welcher explizit der Wert von Feinstaub gemessen wurde und bei näherer Betrachtung wird auch schnell klar, wieso solche Untersuchungen mangelhaft wären. Feinstaub ist nicht unmittelbar wahrnehmbar, er kann nur an Messstationen gemessen werden. Diese sind nur punktuell in Abständen von vielen Kilometern vorhanden. Es gibt daher keine parzellenscharfe Auskunft über Feinstaubbelastung. Zusätzlich korrelieren Feinstaubwerte mit anderen Luftschadstoffen, sowie mit den Erregern: In der Nähe von Autobahnen und Flughäfen kann man davon ausgehen, dass erhöhte Lärm- und Schadstoffbelastung besteht. Doch die genaue Schlussfolgerung wie hoch der Einfluss von Feinstaub, von Schwefeldioxid, von Kohlendioxid, von Lärm usw. ist, wird insbesondere auf Grund der kargen Datenlage nicht möglich sein.

Zusätzlich werden Feinstaubmessungen in Österreich erst seit ungefähr 10 Jahren durchgeführt. Da angenommen werden kann, dass Hauspreise rigide sind, ist fraglich, ob sich die tatsächlichen Preise bereits an die neue Information über Feinstaubbelastung angepasst haben. Hinzu kommt ein Informationsproblem, denn solange die wahrgenommene Luftverschmutzung nicht der

⁶⁶ Delucchi et al (2002)

⁶⁷ Smith & Huang (1995), Delucchi et al (2002), Chay & Greenstone (2005), Kim et al (2010)

⁶⁸ Siehe auch Kapitel 4.2.1

tatsächlichen Luftverschmutzung entspricht, werden hedonische Modelle die Beziehung zwischen Immobilienpreisen und Luftqualität nicht akkurat messen können.⁶⁹

Direkte Bewertungsmethoden

Anstatt des Umwegs über sekundäre Märkte wie den Immobilienmarkt, werden bei den direkten Bewertungsmethoden Individuen gezielt über deren Zahlungsbereitschaft befragt. Die praktikabelste direkte Bewertungsmethode ist die sogenannte „Contingent Valuation Method“ (CVM)⁷⁰. Die Überlegung hinter der CVM ist es hypothetische Märkte für Umweltgüter zu schaffen, indem in Befragungen direkt oder indirekt die Zahlungsbereitschaft für eine gewisse Verbesserung der Umweltqualität eruiert wird. Umgekehrt kann auch erfragt werden, mit welchem Geldbetrag man für eine Verschlechterung der Umweltqualität kompensiert werden möchte. Doch sind Zahlungs- und Kompensationsbereitschaft nicht unbedingt gleich groß. Die meisten AutorInnen empfehlen daher bei CVM immer die Zahlungsbereitschaft abzufragen⁷¹. Gemäß der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie entsprechen die Zahlungs- und Kompensationsbereitschaften den jeweiligen Nutzenänderungen.⁷² Die tatsächlichen Befragungsmethoden sind mittlerweile stark ausgeweitet worden um die Zahlungsbereitschaft möglichst exakt abzufragen. Details zu den verschiedenen Methoden der CVM im Gesundheitswesen hat Klose (2000) übersichtlich zusammengefasst.

Die CVM weist auch viele Beschränkungen auf. Vor allem Informations- und Verständnisprobleme sowie strategisches Verhalten der Befragten wird hervorgehoben.⁷³ Hiermit ist gemeint, dass Individuen in dem theoretischen Setting der Befragung unrealistisch hohe oder niedrige Zahlungsbereitschaften angeben können, um deren Attitüde bezüglich einer gewissen Thematik zu vermitteln. Insbesondere bei solchen Maßnahmen, wo die Kosten von der öffentlichen Hand getragen werden, sind Fehlschätzungen zu erwarten, da beispielsweise „TrittbrettfahrerInnen“ bewusst eine höhere Zahlungsbereitschaft angeben könnten, in dem Wissen, dass das öffentlich Gut in der Praxis ohnehin von der öffentlichen Hand finanziert werden wird.

Auch mittels CVM sind keine aussagekräftigen Studien über die Bewertung von Feinstaub(reduktion) vorhanden. Es wurden zwar CVM-Studien über die Zahlungsbereitschaft für

⁶⁹ Delucchi et al (2002, 140f)

⁷⁰ Auf Deutsch: Kontingenter Bewertungsansatz

⁷¹ Pearce (2006, 164f), Boardman et al (2011, 390f)

⁷² Hanusch (2011, 89ff)

⁷³ Für Details siehe Hanusch (2011, 92ff), Boardman et al (2011, 382ff)

die Reduktion von Luftverschmutzung durchgeführt⁷⁴, doch kann daraus keine unmittelbare Zahlungsbereitschaft für die Reduktion von Feinstaub abgeleitet werden. In anderen Studien wird zwar die Zahlungsbereitschaft für die Reduktion von PM₁₀ ermittelt⁷⁵, doch wird auch hier PM₁₀ lediglich als Indikator für Luftverschmutzung verwendet. Diese Zahlungsbereitschaft für die geplante KNA zu verwenden würde zu einer Verzerrung des Ergebnisses führen, da die Anwendung von CMA nur die Feinstaubbelastung verringert, aber andere Luftschadstoffe nicht entsprechend reduziert werden. Zwar könnten die Werte aus der CVM reduziert werden, doch müsste hierfür belegbar sein, welchen Anteil an den Gesundheitsfolgen durch Luftschadstoffe auf Feinstaub entfällt.

Der Mangel an CVM-Studien zu Feinstaub ist naheliegend, da es relativ schwierig erscheint eine Reduktion von x Tonnen Feinstaub in der Luft zu bewerten. Die Befragten müssten hierzu über die erwartbaren Wirkungen umfangreich aufgeklärt werden und selbst dann stellt sich die Frage, ob eine Bewertung im Rahmen von CVM sinnvoll wäre. Es ist sinnvoller die einzelnen Gesundheitsauswirkungen von Feinstaub mittels CVM zu bewerten und so auf die Schäden, welche durch Feinstaub verursacht werden, zu schließen. Tatsächlich wird dies vermehrt praktiziert und seit Beginn der 90er Jahre wurden spezielle Bewertungsschemata von externen Effekten entworfen, welche in den nächsten Kapiteln dargelegt werden sollen.

4.1.2 Top-Down Bewertung von Externalitäten

Eine der ersten Studien zur expliziten Berechnung externer Effekte stammt von Hohmeyer (1988), er berechnete die sozialen Kosten der Stromerzeugung (insbesondere durch fossile Kraftwerke) in Deutschland. Die sozialen Kosten setzen sich zusammen aus externen und internen Kosten. Zur Ermittlung der Kosten wählte er einen „Top-Down“ Ansatz in welchem zuerst die relevanten Emissionen für ganz Deutschland berechnet und nach Toxizitätsfaktor gewichtet wurden. In einem weiteren Schritt wurden an Hand der verfügbaren Literatur die Umweltschäden auf nationaler Ebene geschätzt. Danach wurden die zuordenbaren Anteile der fossilen Kraftwerke an den Umweltschäden ermittelt. Schließlich ergab die Zusammenführung dieser Rechnungen Schadenskosten pro kWh Elektrizität. Eine schematische Darstellung ist in Abbildung 3 gezeigt.

⁷⁴ Carlsson & Johansson-Stenman (2000), Bateman et al (2002), Wardman & Bistrow (2004)

⁷⁵ Ortúzar & Rodríguez (2002)

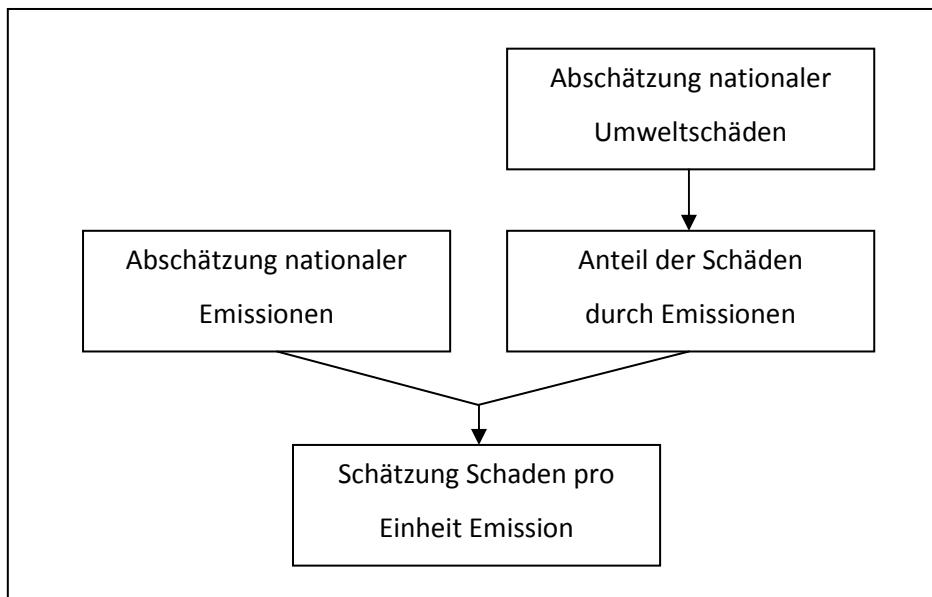


Abbildung 3: Schematische Darstellung des Top-Down Ansatz;
eigene Darstellung nach ExternE (1999, 7)

Dieser Ansatz war zwar ein bedeutender Schritt in der Bewertung von externen Effekten, doch ist er auch mit Problemen verbunden. Die Toxizitätsfaktoren wurden nicht aus Expositions-Wirkungsfunktionen abgeleitet, sondern von den maximalen gesetzlichen Grenzwerten, welche von staatlichen Behörden festgelegt wurden, übernommen. Es werden also keinerlei medizinischen oder epidemiologischen Untersuchungen direkt berücksichtigt, sondern implizit davon ausgegangen, dass die staatlichen Grenzwerte so gelegt wurden, dass es zu den optimalen volkswirtschaftlichen Effekten führt. Weiters bezieht sich die gesamte Analyse auf die nationale Ebene, die resultierenden Werte nehmen also keinen Bezug zu unterschiedlichen Konzentrationen von Bevölkerung und Schadstoffbelastung.⁷⁶

Weitere Studien mit ähnlichen Herangehensweisen folgten in den nächsten Jahren. Gemein ist diesen Studien, dass sie immer davon ausgehen, dass die staatlichen Behörden als ExpertInnen rational entscheiden können, welche Grenzwerte der Belastung nicht überschritten werden sollten. Anstatt indirekte oder direkte Methoden anzuwenden um herauszufinden, welche Zahlungsbereitschaft in der Bevölkerung für die Reduktion der Emission vorhanden ist, wird davon ausgegangen, dass staatlichen RegulatorInnen über sämtliche relevanten Informationen verfügen die Bestimmungen so zu setzen, dass die gesellschaftliche Wohlfahrt maximiert wird.

⁷⁶ ExternE (1999, 7f)

4.1.3 Das Wirkungspfadmodell

Im Gegensatz zum Top-Down Modell werden bei dem Wirkungspfadmodell die externen Kosten sozusagen „Bottom-Up“ berechnet. Hiermit ist gemeint, dass im Unterschied zum Top-Down Modell wo die Schäden durch staatliche Organe und deren Grenzwerte vorgegeben werden, bei dem Wirkungspfadmodell die Bewertung der Schäden unter Einbezug von epidemiologischen Daten passiert.

Seit 1991 wurde im Rahmen des ExternE (External costs of Energy) Projekt der Europäischen Kommission das Wirkungspfadmodell entwickelt und laufend adaptiert. Das Ziel ist es, externe Effekte quantifizierbar und monetarisierbar zu machen und somit in der Entscheidungsfindung auf EU-Ebene berücksichtigen zu können. 1995 wurden die Grundlagen des Wirkungspfadmodells erstmals publiziert, seitdem sind regelmäßige Updates erfolgt⁷⁷, doch die Methodologie ist im Grunde gleich geblieben. Das Modell besteht aus vier Phasen, welche in Abbildung 4 schematisch dargestellt sind.

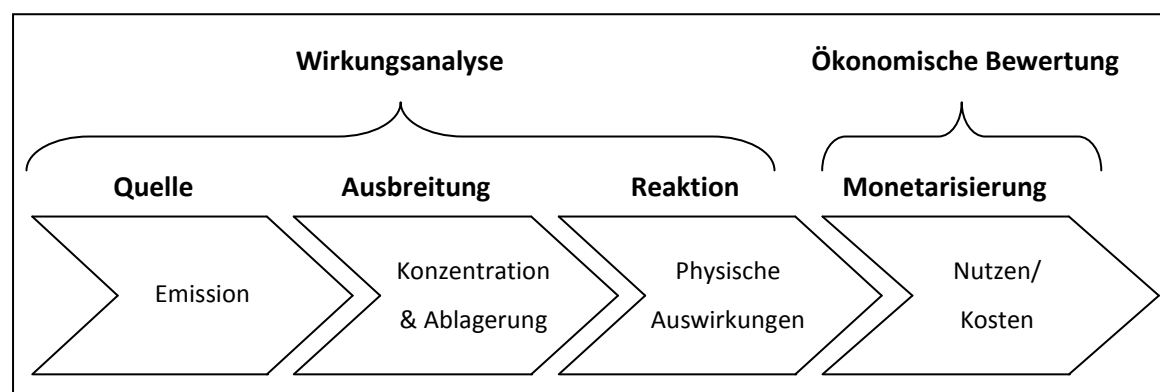


Abbildung 4: Schematische Darstellung des Wirkungspfadmodell; nach Haucke et al (2009)

In der ersten Phase wird die Menge der Emissionen berechnet, welche durch spezifische Aktivitäten entsteht. In der zweiten Phase wird modelliert, wie die Schadstoffe sich verteilen und evt. chemisch reagieren. Die dritte Phase identifiziert mit Hilfe von Expositions-Wirkungsfunktionen die Gesundheitsauswirkungen am Menschen. Hierfür wird auf epidemiologische Grundlagenforschung zurückgegriffen. Diese drei Phasen ergeben gemeinsam die grundlegende Wirkungsanalyse.⁷⁸ Die physischen Auswirkungen rufen Nutzenänderungen bei den Individuen hervor, welche monetär bewertet werden und somit die resultierende Kosten bzw. Nutzen ergeben. Die vierte Phase entspricht somit der eigentlichen ökonomischen Bewertung.

⁷⁷ ExternE (1999, 2005)

⁷⁸ Haucke et al (2009, 1171)

Der Vorteil des Wirkungspfadmodells ist, dass so eine Bewertung von Umwelteinflüssen für jeden spezifischen regionalen Bezug und auch einzelne Schadstoffe möglich ist. Überdies werden implizit immer die Grenzkosten der Änderung der Schadstoffkonzentration ermittelt, was für die Anwendung in einer KNA eine notwendige Voraussetzung ist. Diese Vorteile des Wirkungspfadmodells führen dazu, dass es auch in dieser KNA angewendet wird. Es ist überdies naheliegend die EU-interne Methodologie für die Bewertung des EU-geförderten LIFE Projekt CMA+ anzuwenden.

Die ersten beiden Arbeitsschritte des Modells werden jedoch nicht vom Autor dieser Studie durchgeführt. Emission und Verteilung werden im Rahmen des LIFE-Projekt CMA+ von der TU Graz berechnet bzw. modelliert und dem Autor dieser Arbeit zur Verfügung gestellt. Zur Ermittlung der Gesundheitseffekte von Feinstaub werden daher in dieser Arbeit Schritt 3 und 4, die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die Gesundheit, sowie deren monetäre Bewertung vorgenommen. Die nächsten beiden Kapitel entsprechen jeweils diesen Schritten.

4.2 Feinstaub und seine Wirkungen auf den Menschen

4.2.1 Feinstaub

“PM [Particulate Matter] is the generic term for a broad class of chemically and physically diverse substances that exist as discrete particles (liquid droplets or solids) over a wide range of sizes.”⁷⁹ (US EPA, 2009, 1-4)

“PM air pollution is an air-suspended mixture of solid and liquid particles that vary in number, size, shape, surface area, chemical composition, solubility, and origin.”⁸⁰

(Pope & Dockery, 2006: 710)

Wie aus den obigen Definitionen ersichtlich wird, ist Feinstaub ein recht breiter Begriff. Insbesondere die zweite Definition macht deutlich, in wie vielen Aspekten Feinstaub sich unterscheiden kann. Doch der gemeinsam Nenner ist klar: Es handelt sich um in der Luft befindliche Schwebeteilchen. Sowohl in der Literatur als auch in der Legislatur werden die Teilchen meist nach Durchmesser klassifiziert. Die gängigen Klassifizierungen und Abkürzungen sind in Tabelle 4 angeführt. Zu beachten ist, dass diese Klassifizierungen nicht immer

⁷⁹ Übersetzung des Autors: „Feinstaub ist der Überbegriff für eine breite Palette an chemisch und physikalisch unterschiedlichen Substanzen, welche als einzelne Partikel (flüssige Tröpfchen oder Feststoffe) in einer Vielfalt an Größen existieren.“

⁸⁰ Übersetzung des Autors: „Feinstaub setzt sich aus einer Mischung aus festen und flüssigen Teilchen, welche sich in der Luft befinden und sich in Zahl, Größe, Form, Oberfläche, chemischer Zusammensetzung, Löslichkeit und Herkunft unterscheiden, zusammen.“

ausschließenden Charakter haben. So ist ein Partikel mit einem Durchmesser kleiner als $0,1\text{ }\mu\text{m}$ sowohl in TSP, PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, und UFP enthalten. Lediglich die Grobfraction ist in beide Richtungen begrenzt.

Abkürzung	Bezeichnung Deutsch ⁸¹	Bezeichnung Englisch ⁸²	Aerodynamischer Durchmesser (d)
TSP	Gesamtschwebstaub	Total Suspended Particles	$d < 25\text{-}45\text{ }\mu\text{m}$
PM_{10}	Feinstaub	Inhalable/Thoracic Particles	$d < 10\text{ }\mu\text{m}$
$\text{PM}_{10-2,5}$	Grobfraction ⁸³	Inhalable/Thoracic Coarse Particles	$2,5\text{ }\mu\text{m} < d < 10\text{ }\mu\text{m}$
$\text{PM}_{2,5}$	Feinfraktion	Fine Particles	$d < 2,5\text{ }\mu\text{m}$
UFP	Ultrafeine Partikel	Ultrafine Particles	$d < 0,1\text{ }\mu\text{m}$

Tabelle 4: Klassifizierung von Feinstaub

Wie eingangs erwähnt, gibt es unterschiedliche Quellen des Feinstabs. Es ist zu unterscheiden zwischen natürlichem und anthropogenem, also durch menschliches Handeln hervorgerufenen, Feinstaub. Wenn dieser einer direkten Quelle entstammt, so wird er primärer Feinstaub genannt. Weiters kann sich sogenannter sekundärer Feinstaub durch chemische Reaktion in der Atmosphäre bilden. Die Größenverteilung korreliert mit den Entstehungsprozessen der Feinstaubpartikel, was zu drei ausgeprägten Maximalwerten führt (siehe Abbildung 5).

Partikel des Nukleationsmodus (A) entstehen durch unvollständige Verbrennungsprozesse. Diese Partikel agglomerieren relativ rasch mit anderen Partikeln zu größeren Teilchen, daher verweilen sie nur kurz in der Atmosphäre. Partikel des Akkumulationsmodus (B) entstammen aus Partikeln des Nukleationsmodus, welche mittels Kondensation und Koagulation größere Teilchen gebildet haben. Diese Teilchen verweilen bis zu einer Woche in der Atmosphäre. Eliminiert werden die Teile durch die Aufnahme in Wolken-, Nebel-, und Regentropfen. Grobstäube (C) entstehen meist durch mechanische Prozesse, wie Abrieb, Abwitterung und Aufwirbelung. Da sie relativ schwer sind und schnell absinken (sedimentieren), beträgt ihre Aufenthaltsdauer in der Atmosphäre wie jener Teilchen des Nukleationsmodus ungefähr einen Tag.⁸⁴

Entsprechend der unterschiedlichen Verweildauer der Partikel in der Atmosphäre, sind die Feinstaubkonzentration und insbesondere die Größenverteilung verschieden, je nachdem ob ein Verursacher in der Nähe ist oder nicht. In ruralen Gegenden ohne großen Emittenten sind meist hauptsächlich natürliche Partikel der Akkumulationsmodus (B) in der Luft, während ultrafeine

⁸¹ (D)UBA (2012)

⁸² US EPA (2009)

⁸³ Die Grobfraction ist die Differenz aus PM_{10} minus $\text{PM}_{2,5}$

⁸⁴ EKL (2007, 22ff)

und grobe Partikel auf Grund der raschen Agglomeration bzw. Sedimentation einen geringen Anteil haben.⁸⁵

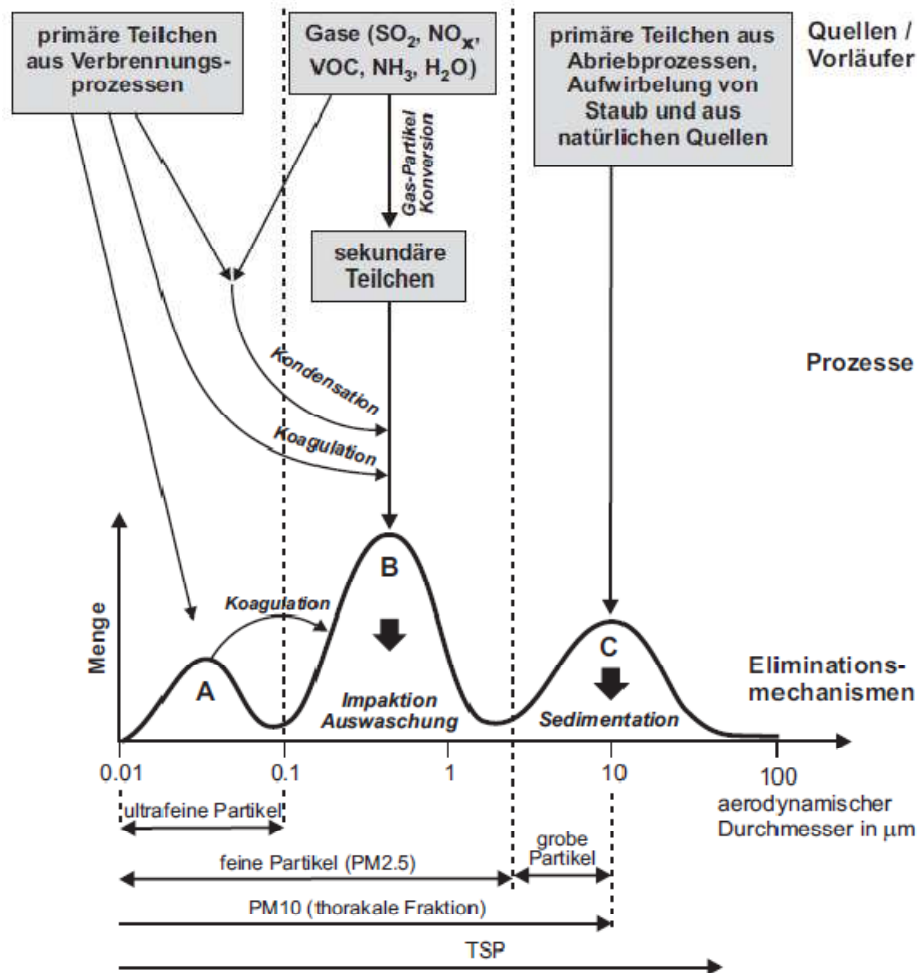


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Größenverteilung von Feinstaub; Quelle: EKL (2007)

In Ballungsgebieten sind zusätzliche anthropogene Feinstaubquellen vorhanden. Der Straßenverkehr trägt durch Abgase, Abrieb und Wiederaufwirbelung beträchtlich zu der Feinstaubbelastung bei. Hinzu kommen Feuerungen und Heizungen von Haushalten, Industrie und Landwirtschaft, Baustellen und industrielle Prozesse. Insbesondere die Feinstäube mit sekundären Quellen haben eine lange Aufenthaltszeit in der Luft und können daher große Entfernungen überwinden. Ein beträchtlicher Anteil der Feinstaubbelastung ist deshalb sogenannte Hintergrundbelastung, welche über weite Strecken transportiert wurde.⁸⁶ In Abbildung 6 ist eine schematische Feinstaubverteilung von Wien skizziert, welche erkenntlich werden lässt, dass ein bedeutender Anteil der Feinstaubbelastung nationale und internationale Hintergrundbelastung ist. Die Emissionen der Agglomerationen selbst lassen diese Belastungen

⁸⁵ EKL (2007, 35ff)

⁸⁶ EKL (2007, 35ff)

weiter steigen, die größten Belastungen sind üblicherweise in den hier rot dargestellten Standorten mit starker Verkehrsbelastung zu finden.

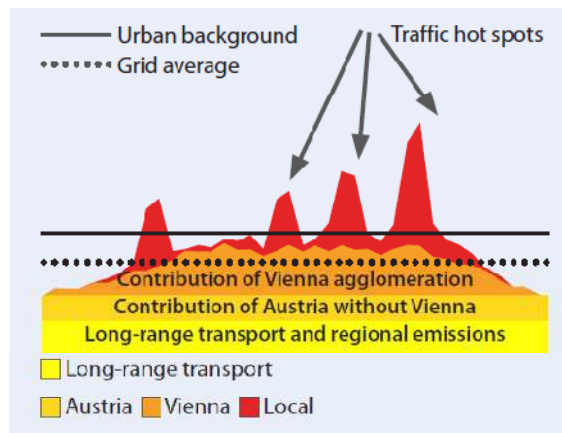


Abbildung 6: Schematische Feinstaubverteilung in Wien; Quelle: WHO (2006a, 2)

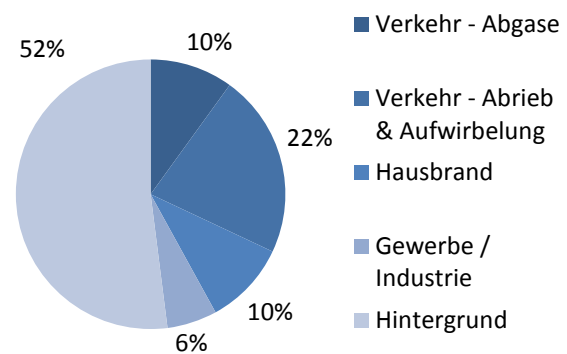


Abbildung 7: Feinstaubquellen in Klagenfurt 2005; Quelle: Klagenfurt (2007, 4)

Im Rahmen des LIFE Projekt KAPA-GS wurden die Verursacher von Feinstaub (PM_{10}) in Klagenfurt an der verkehrsnahen Messstelle Völkermarkter Straße identifiziert. Die Verteilung ist in Abbildung 7 dargestellt. Wie zu sehen ist, entstammen nur 48% der Feinstaubbelastung aus dem Klagenfurter Stadtgebiet, der Rest ist auf Hintergrundbelastung, welche aus benachbarten Regionen nach Klagenfurt verfrachtet wird, sowie auf den atmosphärischen Ferntransport zurückzuführen. 32% sind dem Verkehr zuordenbar, wobei etwa zwei Drittel hiervon durch Abrieb und Aufwirbelung entstehen.

4.2.2 Arten der Gesundheitswirkungen von Feinstaub

Die Gesundheitswirkungen von Feinstaub sind mannigfaltig und hängen von dem physiologischen Zustand der betroffenen Personen, sowie einer Vielzahl von physikalischen und chemischen Eigenschaften der Partikel ab. Die Schweizer Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) hat die toxikologisch relevanten Feinstaubcharakteristika zusammengefasst, wie in Tabelle 5 dargestellt.

Physikalische Eigenschaften	Chemische Eigenschaften
Masse	Zusammensetzung
Zahl	Säuregehalt (pH)
Oberfläche	Löslichkeit
Aerodynamische Größe	Wasserbindungsvermögen
Verhältnis Länge zu Durchmesser	Erzeugung von Sauerstoffradikalen
Elektrische Ladung	

Tabelle 5: Toxikologisch relevante Eigenschaften von Feinstaub; Quelle: EKL (2007)

Grundsätzlich sind vier Depositionsmechanismen von Bedeutung, welche Partikel jeweils an anderen Stellen verschieden einwirken lassen können. Die grobe Fraktion ($>2,5\ \mu\text{m}$) wirkt hauptsächlich durch *Impaktion*, da große Partikel auf Grund ihrer Masse Richtungsänderungen des Luftstroms nicht folgen können und sich so insbesondere im Nasen- und Rachenraum und der Luftröhre festsetzen. Sie können aber auch bis in die Bronchien gelangen. Partikel mit Durchmesser zwischen $0,5$ und $5\ \mu\text{m}$ setzen sich insbesondere in tieferliegenden Lungenbereichen auf Grund der Schwerkraft durch *Sedimentation* an den Schleimhäuten ab. Partikel, welche kleiner als $1\ \mu\text{m}$ sind, können bis in die Alveolen (Lungenbläschen) vordringen und dort durch *Diffusion* abgeschieden werden. Dies geschieht durch zufällige Kollision und Abbremsung an einem anderen Molekül (Brown'sche Molekularbewegung). Falls die Teilchen elektrisch geladen sind, kommt es überdies zu *elektrostatistischer Abscheidung*, welche sich in keines der zuvor beschriebenen Schemata einordnen lässt. Die Depositionsstellen am menschlichen Körper sind in Abbildung 8 dargestellt.⁸⁷

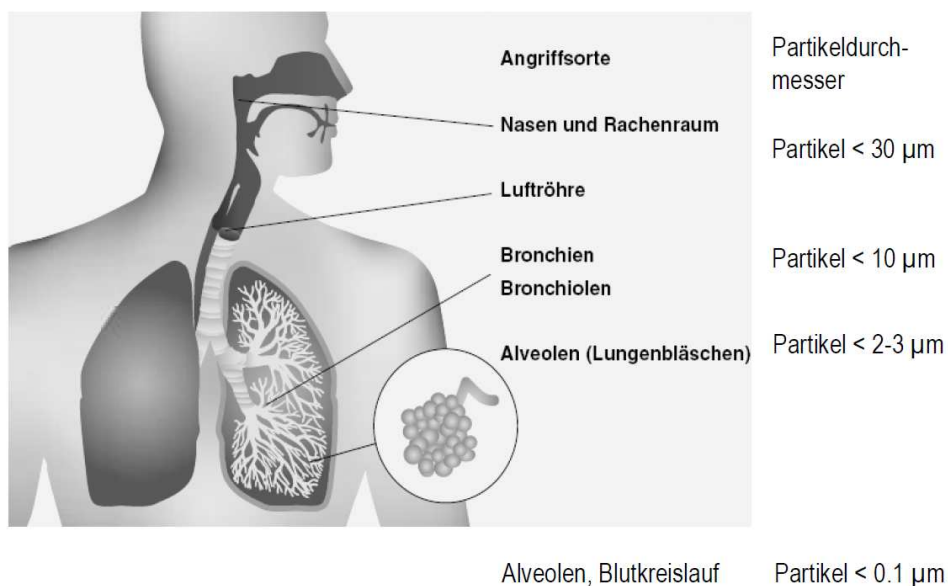


Abbildung 8: Orte der Deposition von Feinstaub am menschlichen Körper; Quelle: EKL (2007, 73)

Der Abtransport der Teilchen ist auf unterschiedliche Arten möglich. Grobe Teilchen aus dem Nasen- und Rachenraum sowie dem oberen Teil der Luftröhre werden in den Magendarmtrakt transportiert. In der Luftröhre und den Bronchien wirkt die sogenannte mukoziliäre Clearance, ein Selbstreinigungsmechanismus, welcher die schlecht löslichen Partikel in den Rachen transportiert, wo sie verschluckt, oder ausgehustet werden können. Jene feinen Partikel, welche in die Alveolen geraten sind werden nur sehr langsam und unvollständig abgebaut. Makrophagen (Fresszellen) bauen die Partikel ab, doch können diese auch in die Lymphe bzw.

⁸⁷ US EPA (2009, 4-5ff)

ins Blut gelangen. So können sie Organe wie Lunge, Herz oder Gehirn schädigen. Weiters ist die direkte Aufnahme von UFP über die Riechnerven bis ins Hirn nachgewiesen.⁸⁸

Die körpereigenen Abwehrmechanismen gegen UFP sind sehr schlecht ausgebildet, da die Vorfahren des Menschen bis auf belebte UFP (Viren) und etwaige Vulkanausbrüche oder Waldbrände bis zur Kultivierung des Feuers nicht mit solchen Partikeln konfrontiert waren. Da gröbere Stäube auch in der Natur öfter vorkommen, wurden gegen diese durchaus potente Abwehrmechanismen entwickelt. Dies ist möglicherweise einer der Gründe dafür wieso UFP, welche primär durch anthropogene Verbrennungsprozesse entstehen, als gefährlicher eingestuft werden müssen als grobe Partikel.⁸⁹

Die gesundheitlichen Effekte, welche durch Feinstaub hervorgerufen werden können, reichen von kaum merkbaren subklinischen Effekten, über minimale Änderungen der Lungenfunktion, verminderte Leistungsfähigkeit und Spitalseinweisung, bis hin zum frühzeitigen Ableben. Hierbei ist davon auszugehen, dass die weniger starken Auswirkungen bedeuten häufiger vorkommen als die schweren Gesundheitsfolgen. Dies ist in Abbildung 9 schematisch dargestellt.

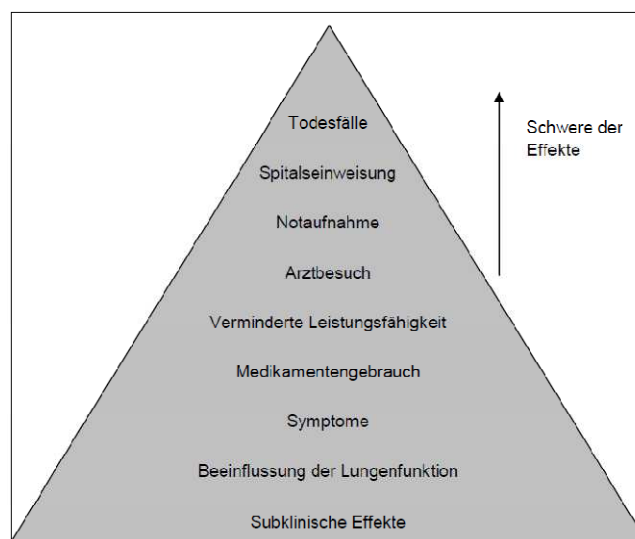


Abbildung 9: Schematische Darstellung der Gesundheitseffekte von Feinstaub; Quelle: UBA (2005)

Wie bereits zuvor beschrieben, wird Feinstaub über die Atemwege aufgenommen. Unmittelbare Wirkungen sind insofern an der Lunge zu erwarten. Tatsächlich haben Untersuchungen ergeben, dass Feinstaub Lungenentzündungen fördert und zu oxidativem Stress beiträgt, welcher mit einer beschleunigten Zellkörperalterung und verringerten Lebenswartung assoziiert ist und in

⁸⁸ EKL (2007, 74f)

⁸⁹ Neuberger (2007, 182ff)

der Medizin als Basis vieler kardiovaskulärer Erkrankungen⁹⁰ gesehen wird.⁹¹ Weiters existiert ein positiver Zusammenhang zwischen chronisch obstruktiven Lungenerkrankungen wie Husten, Auswurf, Atemnot und Bronchitis, sowie Asthmaerkrankungen und reduzierter Lungenfunktion.⁹² Über die zuvor beschriebenen Mechanismen können Partikel ins Blut gelangen und führen dort zu einer Veränderung des Fließverhaltens. Insbesondere koaguliert das Blut schneller, wodurch es schneller zu Thrombosen kommt und über längere Zeiträume die Arterien verhärten (Arteriosklerose).⁹³

Blutgelöste Partikel können des Weiteren eine Unterversorgung mit Sauerstoff hervorrufen, was insbesondere in Gehirn und Herz schwerwiegende Folgen haben kann (cerebrovaskuläre und myokardiale Ischämie). Ablagerungen von Partikeln selbst, sowie von koagulierte Blut in den Blutgefäßen, führen zu Gefäßverengungen und in weiterer Folge zu Bluthochdruck. Mehrere Studien legen überdies Nahe, dass Feinstaub die Herzfunktion beeinträchtigen kann. Feinstaub ist insbesondere positiv assoziiert mit Herzrhythmusstörungen und reduzierter Herzfrequenzvariabilität, welche wiederum ein Indikator von erhöhter Sterbewahrscheinlichkeit ist.⁹⁴

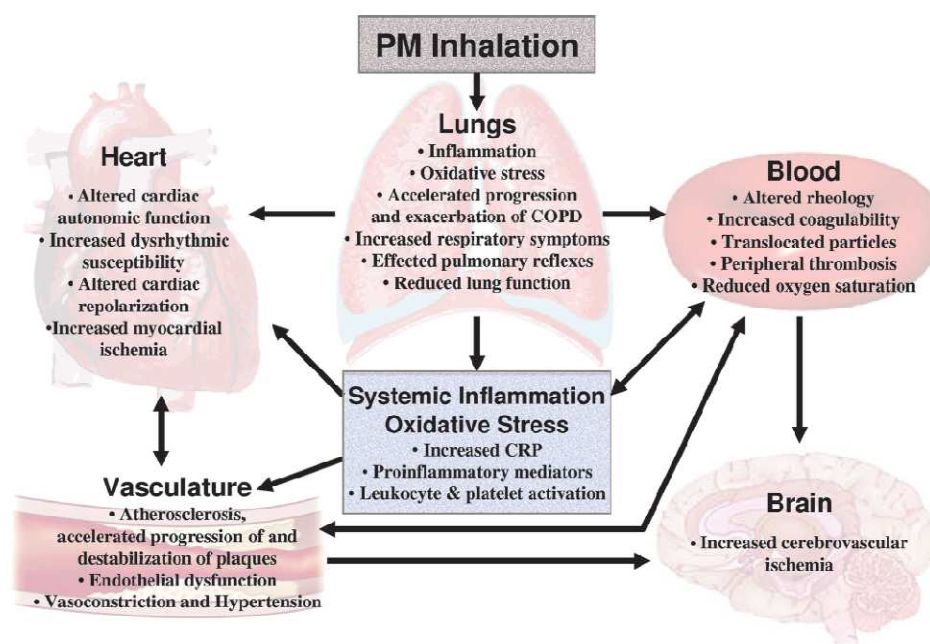


Abbildung 10: Schematische Darstellung der Wirkungspfade von Feinstaub; Quelle: Pope & Dockery (2006, 729)

⁹⁰ Krankheiten des Herz, Herzrhythmus und Kreislaufsystems

⁹¹ Förstermann (2009, 460f)

⁹² Pope & Dockery (2006, 724ff)

⁹³ Pope & Dockery (2006, 727f)

⁹⁴ Pope & Dockery (2006, 728)

Die tatsächlichen physiologischen und mechanistischen Wirkungsbeziehungen sind noch nicht eindeutig erforscht. In Abbildung 10 sind mögliche Wirkungspfade von Feinstaub schematisch dargestellt, doch legen die diversen Untersuchungen nahe, dass es multiple Wirkungspfade gibt welche parallel wirken und einander verstärken. Seit 2005 wird auch verstärkt untersucht, wie sich die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes auf Gesundheitsfolgen auswirkt. Insbesondere Metalle (Ni, Pb, V, Zn)⁹⁵ und kohlenstoffhaltige Partikel scheinen besonders starke Auswirkungen auf die gesundheitlichen Effekte zu haben.⁹⁶ Doch da die Wirkungen der einzelnen Inhaltsstoffe erst in den letzten Jahren erforscht wurden, sind diese noch nicht reguliert und auch Feinstaubmessungen werden weiterhin rein gravimetrisch (bezogen auf den aerodynamischen Durchmesser) durchgeführt.

	PM _{10-2,5}		PM _{2,5}		UFP	
Effekte	Kurzfristig	Langfristig	Kurzfristig	Langfristig	Kurzfristig	Langfristig
Kardiovaskulär & systemisch ⁹⁷	Suggestiv	Inadäquat	Kausal	Vermutlich	Suggestiv	Inadäquat
Respiratorisch ⁹⁸	Suggestiv		Kausal	Vermutlich	Suggestiv	
Zentrales Nervensystem	Inadäquat		Inadäquat	Suggestiv	Inadäquat	
Entwicklung und Fortpflanzung	n.v.		n.v.	Suggestiv	n.v.	
Krebs	n.v.		n.v.	Suggestiv	n.v.	
Sterblichkeit	Suggestiv		Kausal	Vermutlich	Inadäquat	

Tabelle 6: Gesundheitseffekte von Feinstaub; Basierend auf US EPA (2009)

Kausal: Die vorliegenden Studien belegen einen kausalen Wirkungszusammenhang

Vermutlich: Die vorliegenden Studien deuten auf einen kausalen Wirkungszusammenhang hin, doch bedeutende Unsicherheiten verbleiben

Suggestiv: Die vorliegenden Studien suggerieren einen Wirkungszusammenhang, doch können Zufall, Verzerrung und Störgrößen nicht ausgeschlossen werden.

Inadäquat: Die vorliegenden Studien sind inadäquat um einen Wirkungszusammenhang zu bestimmen.

n.v.: Nicht verfügbar.

Eindeutige Rückschlüsse über die Kausalität von Feinstaubbelastung bezüglich Gesundheitswirkungen sind schwer zu ziehen. Insbesondere die große Anzahl von Studien, welche oft auf dem Selben Datenmaterial basieren, aber trotzdem unterschiedliche Ergebnisse

⁹⁵ Nickel, Blei, Zink, Vanadium

⁹⁶ Stanek et al (2011, 5655f)

⁹⁷ Effekte auf das Herz- und Kreislaufsystem

⁹⁸ Effekte auf das Atmungssystem

liefern, erschwert die konkrete Aussage über die gesundheitlichen Folgen von Feinstaub. Die US-amerikanische „Environmental Protection Agency“ (US EPA) hat im Rahmen der Evaluierung ihrer nationalen Luftqualitätsstandards eine umfassende Prüfung von wissenschaftlichen Studien durchgeführt (US EPA, 2009). In Tabelle 6 ist dargestellt, welche kausalen Wirkungszusammenhänge zwischen Feinstaub und den unterschiedlichen gesundheitlichen Effekte belegt werden konnten.

Es ist klar ersichtlich, dass die Wirkungen von $PM_{2,5}$ am besten belegt sind. Kurzfristig erhöhte Belastung mit $PM_{2,5}$ hat belegbare negative Effekte auf das Herz und Atemwege und führt zu einer erhöhten Sterblichkeit. Auch langfristige Auswirkungen werden vermutet, doch sind die Schlussfolgerungen der Studien hierbei nicht konklusiv, so dass teils bedeutende Unsicherheiten verbleiben und auch statistische Verzerrungen teilweise nicht ausgeschlossen werden können.

Bedeutend weniger wissenschaftliche Untersuchungen liegen zu UFP und $PM_{10-2,5}$ vor. Erst seit wenigen Jahren wurden die notwendigen Fortschritte erzielt, welche die UFP gut messbar gemacht haben und auch die Grobpartikel werden erst seit den letzten Jahren systematisch gemessen. Insgesamt sind somit zu wenig aussagekräftige Studien vorhanden, als dass die US EPA kausale Wirkungszusammenhänge bekräftigen könnte. Immerhin wird ein kurzfristiger Zusammenhang zwischen UFP und $PM_{10-2,5}$ und kardiovaskulären, systemischen, sowie respiratorischen Krankheiten suggeriert. UFP ist überdies auch suggestiv für akute Sterblichkeit. Studien über Langzeitfolgen von UFP und $PM_{10-2,5}$ sind nur vereinzelt vorhanden, so dass keine Aussage über Kausalitäten getroffen werden kann.

4.2.3 Grundlagen der Quantifizierung von Gesundheitsschäden

Expositions-Wirkungsfunktion

Um die zuvor beschriebenen Gesundheitsschäden im Sinne des Wirkungspfadmodells (siehe Kapitel 0) zu quantifizieren, müssen die jeweiligen Expositions-Wirkungsfunktionen bestimmt werden. Wie der Name impliziert, gibt solch eine Funktion den Zusammenhang zwischen der Menge eines Schadstoffes, welcher ein Mensch ausgesetzt ist, mit der jeweiligen Wirkung wieder. Die Bezeichnungen Dosis-Wirkungskurve oder Konzentration-Wirkungsfunktion sind in der Gesundheitsökonomie ebenfalls gebräuchlich und werden gleichbedeutend verwendet. Da bei Luftschadstoffen die tatsächliche Exposition der Individuen entscheiden ist, wird der Begriff Expositions-Wirkungsfunktion jedoch als angemessen betrachtet.⁹⁹

⁹⁹ ExternE (1999, 75f)

Von besonderem Interesse ist die Form der Funktion. Per Definition beginnt sie im Ursprung, und führt durch die beobachteten Datenpunkte. Doch gibt es unterschiedliche Theorien und Argumentationen wie solch eine Funktion aussehen kann. Die einfachste Art ist ein linearer Zusammenhang. Bei manchen Krankheiten ist jedoch eher von einem nonlinearen Zusammenhang auszugehen, wo bei geringen Expositionen auch die Wirkung noch gering ist, dann aber exponentiell ansteigt. Insbesondere relevant ist auch die Hypothese, dass Organismen bis zu einem gewissen Schwellenwert mit der Exposition umgehen können und keine Wirkungen erkenntlich sind, sobald der Schwellenwert aber überschritten wird, negative Auswirkungen erkenntlich werden. Bei der Erforschung der Effekte von NO_x und SO_x auf Pflanzen wurde sogar beobachtet, dass geringe Exposition positive Effekte hervorruft (Düngemittelleffekt) und erst bei höheren Konzentrationen negative Effekte sichtbar werden. Ähnliche Effekte wären auch für Menschen denkbar, ist jedoch im Fall von Feinstaub nicht von Relevanz. In Abbildung 11 sind die möglichen Kurven skizziert.¹⁰⁰

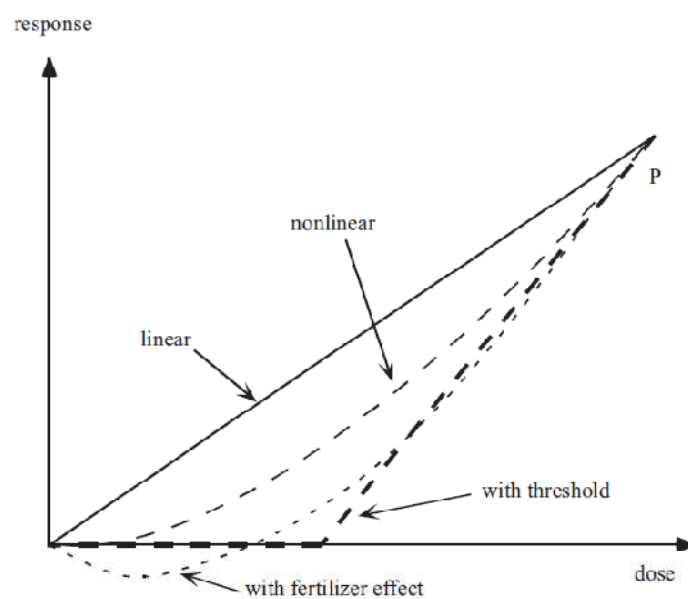


Abbildung 11: Mögliche Arten von Expositions-Wirkungsfunktionen; Quelle: ExternE (2005, 42)

Im Fall von Feinstaub sprechen viele Studien dafür, dass für sämtliche Gesundheitsfolgen eine log-lineare Funktion ohne Grenzwert vorliegt.¹⁰¹ Manche Studien, beispielsweise auch die WHO, setzen trotzdem einen Grenzwert bei Konzentrationen um $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$, da dies der niedrigste gemessene Wert der zu Grunde liegenden Studie ist. Analog war der höchste gemessene Wert bei $50 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$, so dass keine Auswirkungen darüber hinaus inkludiert

¹⁰⁰ ExternE (2005, 41f)

¹⁰¹ US EPA (2009, 2-25f)

werden.¹⁰² Für die vorliegende KNA ist dies jedoch nicht relevant, da die gemessenen Konzentrationen zwischen diesen Werten liegen.

Ungeachtet der Evidenz für eine log-lineare Funktion verwenden sowohl die Task Force der Vereinigten Nationen (UN ECE), die WHO, als auch das österreichische Umweltbundesamt in ihren Studien zur Abschätzung der Umweltwirkungen lineare Expositions-Wirkungsfunktionen.¹⁰³ Bei sehr geringen Änderungen der Feinstaubwerte sind die Unterschiede in den Ergebnissen allerdings marginal, die Annäherung über eine lineare Funktion also rechtfertigbar. Da die Unterstellung einer linearen Funktion die Berechnung der Effekte sehr stark erleichtert und die Änderungen der Feinstaubbelastung nur sehr gering sind, wird auch in der vorliegenden Analyse so vorgegangen.

Relatives Risiko

Luftschadstoffe wirken sich nicht unmittelbar auf die Gesundheit aus, sie verändern bloß die Wahrscheinlichkeit, dass ein gewisser Gesundheitszustand eintritt. Folgen der Exposition werden daher mittels des *relativen Risikos* (RR) abgebildet. Dieses ist definiert als¹⁰⁴

$$\text{Relatives Risiko (RR)} = \frac{\text{Inzidenzrate bei Exponierten}}{\text{Inzidenzrate bei nicht Exponierten}} \quad (7)$$

Falls also beispielsweise in einem Gebiet mit geringerer Feinstaubbelastung jährlich 10.000 Menschen sterben, während in einem Gebiet mit höherer Belastung 10.500 Menschen sterben, so beträgt das RR $10.500/10.000 = 1,05$. Analog falls in einem Gebiet mit höherer Belastung 12 von 1000 EinwohnerInnen pro Jahr wegen Atembeschwerden ins Krankenhaus müssen, in einem Gebiet mit geringerer Belastung jedoch nur 10 pro 1000, so beträgt das RR der Exponierten $12/10 = 1,2$.¹⁰⁵

Odds Ratio

Da das RR nur errechnet werden kann, wenn die Randwahrscheinlichkeiten zufällig sind, ist bei manchen Studienarten, wie beispielsweise den Fall-Kontrollstudien, ein anderes Maß notwendig. Bei diesen Studien wird die Erkrankungshäufigkeit vom Studiendesign vorgegeben, was die Verwendung von RR unmöglich macht. In diesem Fall wird auf das Odds Ratio (OR; auch Chancenverhältnis) zurückgegriffen welches wie folgt definiert ist:¹⁰⁶

¹⁰² Haucke et al (2009, 1172f)

¹⁰³ UBA (2005, 21)

¹⁰⁴ Kvas (2005, 186)

¹⁰⁵ Englert (2007, 112f)

¹⁰⁶ Kvas (2005, 186f)

$$\text{Odds Ratio (OR)} = \frac{\text{Expositionsquote der Erkrankten}}{\text{Expositionsquote der Gesunden}} \quad (8)$$

Das OR ist nicht gleich dem RR, doch wenn die Stichprobe der Untersuchung repräsentativ für die Gesamtbevölkerung ist und die untersuchte Krankheit selten auftritt, liegen OR und RR nahe beieinander. Da die beobachteten Gesundheitswirkungen von Feinstaub relativ selten auftreten, kann in der Praxis OR als Schätzwert für RR verwendet werden. In Tabelle 7 werden die Unterschiede der Berechnung allgemein und an Hand eines Beispiels dargestellt.

Allgemein					Beispiel				
Exposition	Ereignis				Exposition	Erkrankung			
		JA	NEIN	Summe			JA	NEIN	Summe
	JA	a	b	a+b		JA	200	9.800	10.000
	NEIN	c	d	c+d		NEIN	100	9.900	10.000
$RR = \frac{\frac{a}{a+b}}{\frac{c}{c+d}}$					$RR = \frac{\frac{200}{10.000}}{\frac{100}{10.000}} = 2$				
$OR = \frac{\frac{a}{b}}{\frac{c}{d}}$					$OR = \frac{\frac{200}{9.800}}{\frac{100}{9.900}} = 2,2$				

Tabelle 7: Berechnung von relativem Risiko und Odds Ratio; Eigene Adaption nach Kvas (2005)

Studienarten

Die frühesten Studien über gesundheitliche Belastungen durch Feinstaub entstammen extremen Smogfällen in Belgien, den USA und London. Aus dem Vergleich von Sterbedaten mit Umweltmessungen war daher bereits seit den 1970er Jahren bekannt, dass hohe Konzentrationen von Feinstaub und Schwefeloxiden zu erhöhten Sterbefällen führen. Zwischen 1989 und 1996 wurden daraufhin weitere Studien durchgeführt, welche belegten, dass bereits bei unerwartet geringen Konzentrationen von Feinstaub Gesundheitswirkungen auftreten können. Seither wurde eine enorme Anzahl von Studien über die tatsächlichen gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub durchgeführt. Da sich die unterschiedlichen Studien jedoch oft beträchtlich unterscheiden, soll hier ein kurzer Überblick über die verschiedenen Studienarten gegeben werden.¹⁰⁷

Prinzipiell ist zu unterscheiden zwischen epidemiologischen und toxikologischen Studien. Letztere erforschen die Auswirkungen von Schadstoffen unter Laborbedingungen entweder unmittelbar auf Mensch und Tier (in vivo) oder auf isolierte Organe und Zelle (in vitro). Während in diesem Fall also unter Laborbedingungen explizit einzelne Wirkstoffe betrachtet werden, greifen epidemiologische Studien auf tatsächliche Gesundheitswirkungen in Populationen zurück

¹⁰⁷ Pope & Dockery (2006, 709)

und vergleichen diese mit den tatsächlich gemessenen Schadstoffen. Je nachdem ob die kurzfristigen oder langfristigen Zusammenhänge zwischen Luftverschmutzung und gesundheitlicher Veränderung untersucht werden, werden wiederum unterschiedliche Studiendesigns angewandt. Kurzfristige Veränderungen werden mit Zeitreihenanalysen, Panelstudien, Case-Crossover Studien oder Interventionsstudien untersucht. Langfristige Veränderungen werden hingegen mit Fall-Kontroll Studien oder Kohortenstudien erhoben. In Abbildung 12 sind sämtliche Studienarten schematisch dargestellt.

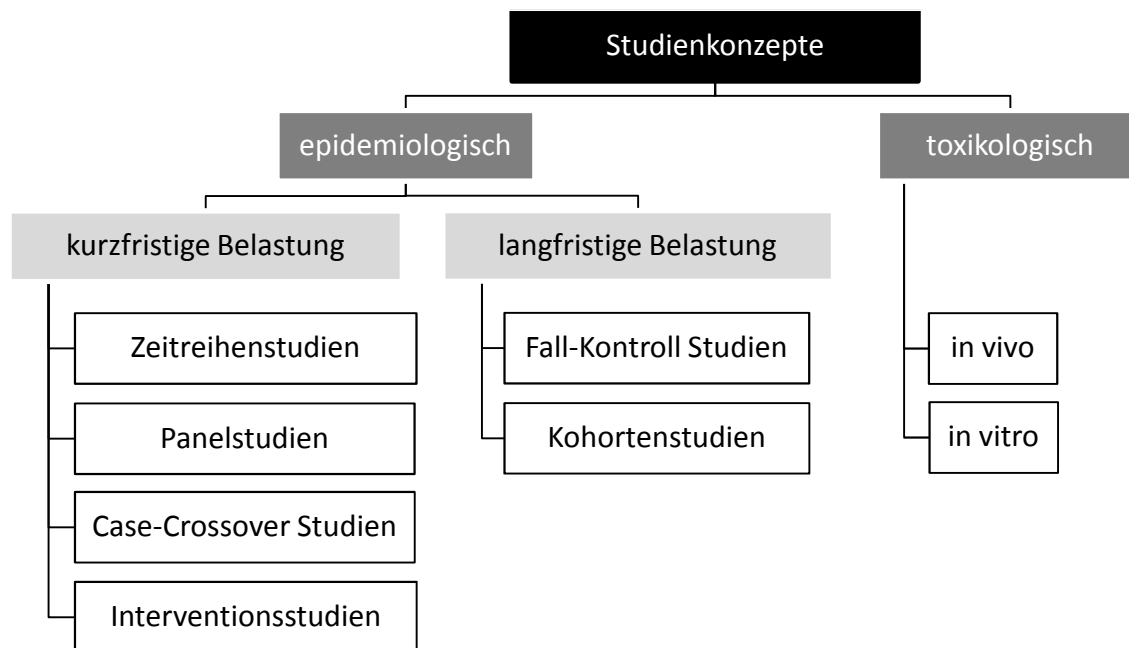


Abbildung 12: Studienkonzepte zur Ermittlung der gesundheitlichen Belastung

Da für die vorliegende KNA lediglich Zeitreihenstudien, Fall-Kontroll-Studien und Kohortenstudien herangezogen wurden, werden diese in weiterer Folge kurz erläutert.

Zeitreihenstudien

Zeitreihenstudien untersuchen den Zusammenhang zwischen temporären (üblicherweise tägliche) Veränderungen der Schadstoffkonzentrationen und Gesundheitsveränderungen. Hierfür werden meist multivariate Regressionsmodelle verwendet, welche mittlerweile weit entwickelt sind und auch auf Zeit, Saison und Wetter kontrollieren können. Es werden durch Zeitreihenstudien jedoch immer nur unmittelbare, akute Effekte erfasst.¹⁰⁸ Langfristige Effekte können auf Grund des Studiendesigns hingegen nicht erfasst werden. Gleichzeitig besteht die Möglichkeit, dass auf Grund von hohen Schadstoffbelastungen an einem Tag zwar mehr Menschen sterben, dafür jedoch an den nachfolgenden Tagen weniger Menschen sterben; diese

¹⁰⁸ WHO (2006b, 94f)

Tode also bloß um wenige Tage vorgezogen wurden. Für den Kontext von Feinstaub wurde diese Theorie jedoch widerlegt.¹⁰⁹

Fall-Kontrollstudien

Fall-Kontrollstudien werden üblicherweise retrospektiv durchgeführt. Es werden zwei Gruppen miteinander verglichen: Jene Menschen welche eine gewisse Krankheit entwickelt haben (z.B. Asthma) und jene, die dies nicht haben. Im Nachhinein wird nun versucht zu eruieren, welchen Einflüssen die jeweiligen Gruppen unterlegen sind und mit statistischen Methoden errechnet, welche Effekte einzelne Schadstoffe auf den jeweiligen Gesundheitsendzustand haben. Diese Studienart wird insbesondere dann eingesetzt, wenn gewisse Krankheiten nur selten vorkommen und sonst eine unverhältnismäßig große Gruppe von Menschen verfolgt werden müsste, um zu aussagekräftigen Ergebnissen zu kommen.¹¹⁰ Im Unterschied zu den Zeitreihenstudien erfassen diese Studienarten auch Langzeitfolgen der jeweiligen Schadstoffe.

Kohortenstudien

In Kohortenstudien werden Bevölkerungsgruppen über längere Zeiträume verfolgt. Beispielsweise können EinwohnerInnen unterschiedlicher Städte miteinander verglichen werden, welche zwar ähnliche Rahmenbedingungen (Altersverteilung, Lebensstandard, etc.) aber unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Es müssen aber die jeweiligen individuellen Störgrößen (Tabakkonsum, Ernährung, Bildung, etc.) berücksichtigt werden. Kohortenstudien können prospektiv oder retrospektiv durchgeführt werden, also entweder gezielt Daten für eine gewisse Verwendung erheben, oder im Nachhinein bereits zuvor erhobene Daten zum jeweiligen Zweck verwenden.¹¹¹

Da diese Studien über viele Jahre hindurch durchgeführt werden müssen und eine beträchtliche Anzahl von Individuen beobachtet werden muss, sind sie sehr kostspielig. Aus selbigem Grund liegen nur wenige solche Studien vor, wobei alle verfügbaren Studien aus den USA stammen. Da diese Studien jedoch die Langzeitwirkungen von Schadstoffen am besten erfassen, werden diese US-Studien auch im europäischen Kontext oft verwendet.

Terminologie in der Berechnung von Mortalität

Viele Studien haben die Wirkungen der Feinstaubbelastung auf die Mortalität berechnet. Künzli et al (2000) berechnen beispielsweise, dass Luftverschmutzung für 40.000 „zuordenbare Todesfälle“ pro Jahr in Österreich, Schweiz und Frankreich verantwortlich ist. Hierbei wird ein

¹⁰⁹ Pope & Dockery (2006)

¹¹⁰ Mann (2003, 57f)

¹¹¹ WHO (2006b, 98)

Szenario ohne Luftverschmutzung mit der aktuellen Situation verglichen. Die Differenz in den Todeszahlen ergibt somit die zuordenbaren Todesfälle. Doch wird kritisiert, dass diese Todesfälle zwar zuordenbar sind, es aber dennoch problematisch ist, davon auszugehen, dass diese „vermeidbar“ wären.¹¹² Auf Grund der Tatsache, dass alle Menschen sterblich sind, ist über einen langen Zeitraum die Sterblichkeitswahrscheinlichkeit immer gleich 1. Man kann den Tod zwar hinauszögern, er tritt aber sicher irgendwann ein. Insbesondere bei Menschen in hohem Alter ist sehr zweifelhaft wie sehr man Todesfälle einzelnen Ursachen zurechnen kann.

Diese Tatsache führte dazu, dass einige Studien lieber den Terminus „frühzeitige Todesfälle“¹¹³ verwenden. In einem ironischen Artikel schreiben Brunekreef et al (2007) hierzu, dass sich dann die Frage stellt, wann ein Todesfall nicht mehr frühzeitig ist und dass diese Frage lediglich in einer Welt wie in Aldous Huxley's Roman „Brave New World“ beantwortbar wäre, wo sämtliche Individuen ab einem gewissen Alter sterben müssen.¹¹⁴ Analog können Leben nicht „verloren“ oder „gerettet“¹¹⁵ werden, sie werden lediglich beendet oder aufgeschoben.

4.3 Quantifizierung der Gesundheitsfolgen von Feinstaub

4.3.1 Mortalität

Seit den 1990er Jahren wurden hunderte Studien über den Zusammenhang zwischen Feinstaubbelastung und Mortalität veröffentlicht. Viele davon haben lediglich einzelne Städte betrachtet, doch mit der Zeit wurden auch viele Meta-Studien, in welchen die einzelnen Ergebnisse zusammengefasst wurden, veröffentlicht. Die Tatsache, dass viele Studien sich auf Mortalität als Gesundheitsfolge konzentrieren, hat pragmatische Gründe, da der Zugang zu Mortalitätsdaten oft am einfachsten ist und auch die Definition von Mortalität als Gesundheitsfolge eindeutig ist.¹¹⁶

Kurzfristige Mortalität

Die größten Zeitreihenstudien umfassen unter anderem die „National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study“ (NMMAPS) in den USA, sowie die „Air Pollution and Health, a European

¹¹² Brunekreef et al (2007, 786)

¹¹³ Englisch: „premature deaths“

¹¹⁴ „A second implication is in the very notion of “premature” death. This tacitly supposes that we have some idea of the age at which deaths stop being “premature” and become “mature.” In Huxley's Brave New World, where individuals experience the group average, this was easy: they're the sexagenarians in Park Lane Hospital. [...] But what about our less brave and older world? At what age does death become “mature”?” (Brunekreef et al, 2007: 786)

¹¹⁵ Englisch: „lives sacrificed“ und „lives saved“

¹¹⁶ WHO (2006a, 12)

Approach“ (APHEA2) in Europa.¹¹⁷ Dominici et al (2003) fanden in ihrer Analyse der NMMAPS eine Erhöhung des relativen Risikos (RR) um 0,21% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$. Wenn also beispielsweise die Sterbewahrscheinlichkeit eines 50-jährigen Mannes bei 0,5% liegt, so reduziert sie sich, bei einer Reduktion der Feinstaubbelastung um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$, auf 0,49895%. Dieser Wert ist relativ niedrig im Vergleich zu dem Ergebnis von Katsouyanni et al (2003) aus ihrer Analyse der APHEA2 Studie. Diese Autoren finden eine Erhöhung des RR um 0,6% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$. Frühere Analysen derselben Daten ergaben oft höhere RR, doch im Jahr 2002 stellte sich heraus, dass in dem standardmäßig verwendeten Rechenprogramm ein Softwarefehler vorlag, welcher zu einer Verzerrung der Ergebnisse führte.¹¹⁸ Als Alternative zu den Zeitreihenstudien führte Schwartz (2004) eine Case-Crossover-Studie mit Querschnittsdaten von 14 US-Städten durch und fand eine Erhöhung des RR von 0,36% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$.

Da in dem letzten Jahrzehnt eine größere Aufmerksamkeit auf kleinere Partikel gelegt wurde, wurden auch spezifische Untersuchungen zu den kurzfristigen Auswirkungen von $\text{PM}_{2,5}$ durchgeführt. Dominici et al (2007) analysierten die Daten der NMMAPS mit neu verfügbaren Werten aus $\text{PM}_{2,5}$ Messungen und fanden eine Veränderung des RR von 0,29% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$. Zanobetti & Schwartz (2009) untersuchten Daten aus 112 US-amerikanischen Städten und fanden eine Veränderung der RR um 0,98% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$. Hieraus ist ersichtlich, dass $\text{PM}_{2,5}$ eine größere Veränderung des Mortalitätsrisikos hervorruft als die gröbere Fraktion.

Langfristige Mortalität

Studien zur akuten Mortalität können leider keinen Einblick auf chronische und langfristige Gesundheitsauswirkungen liefern, da Zeitreihenstudien lediglich die unmittelbaren Auswirkungen an einer geringen Anzahl von Tagen berücksichtigen. Somit ist keine Berechnung der verkürzten Lebensdauer möglich. Kohortenstudien verfolgen Individuen hingegen über einen längeren Zeitraum und ermöglichen somit Rückschlüsse auf eventuelle Veränderung der Lebenserwartung. In der sogenannten „Harvard Six Cities“ (HSC) Studie wurden mehr als 8.000 Personen über 14 bis 16 Jahre beobachtet. Die aktuellste Analyse der HSC Studie ergibt eine Veränderung des RR von 16% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$.¹¹⁹

Eine weitere Studie der American Cancer Society“ (ACS) hat im Rahmen der „Cancer Prevention Study II“ rund 500.000 Menschen in etwa 150 Städten der USA über sieben Jahre beobachtet. In der erweiterten Analyse von Pope et al (2002) wird eine Veränderung des RR von 6% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2,5}$ gefunden. Auch wenn weitere Kohortenstudien vorliegen, so empfehlen sowohl US

¹¹⁷ Englert (2004, 237)

¹¹⁸ Pope & Dockery, (2006, 711)

¹¹⁹ Laden et al (2006)

EPA (2009), die WHO (2006a), als auch die Europäische Kommission (ExternE, 2005) die Ergebnisse von Pope et al (2002) als Basis für Bewertungen heranzuziehen. Dies ist insbesondere damit begründet, dass diese Studie am meisten Personen umfasst und auch nach mehrfacher Prüfung der Ergebnisse sich diese als sehr robust herausgestellt haben. Da keine langfristigen Kohortenstudien aus Europa verfügbar sind, müssen die Ergebnisse der US Studien auch im europäischen Kontext angewandt werden.

Untersuchungen der Daten der HSC und ACS Studien legen nahe, dass kein Zusammenhang zwischen der Grobfraktion $PM_{10-2,5}$ und langfristiger Mortalität besteht. Berechnungen zu den langfristigen Gesundheitsfolgen sind also nur mit Daten zu $PM_{2,5}$ aussagekräftig. Auf Grund der mehrfachen Empfehlung wird auch in der vorliegenden KNA der Wert von Pope et al (2002) verwendet. Da dieser Wert auch in einer Vielzahl von anderen Studien verwendet wird, erhöht dies auch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Es werden in der vorliegenden KNA lediglich die langfristigen (chronischen) Effekte berücksichtigt. Dies ist damit begründet, dass Doppelzählungen vermieden werden sollen. Da die Effektschätzer der langfristigen Belastung überdies höher sind als jene der kurzfristigen Belastung, ist auch davon auszugehen, dass sich die kurzfristigen Belastungen kumulieren und auch in den Kohortenstudien miterfasst werden.¹²⁰

Konversion PM_{10} zu $PM_{2,5}$

Da die Feinstaubreduktionsdaten von der Stadt Klagenfurt, entgegen dem expliziten Wunsch des Autors, lediglich in der PM_{10} -Metrik übermittelt wurden, ist es zur Berechnung der Mortalitätseffekte notwendig zu schätzen, wie stark sich die $PM_{2,5}$ durch die Anwendung von CMA verringern. Es ist in diesem Zusammenhang üblich, das real vorherrschende Verhältnis zwischen PM_{10} und $PM_{2,5}$ als Referenz heranzuziehen und dementsprechend zu skalieren. In dem WHO Projekt „Global Burden of Disease“ wird ein Umrechnungsfaktor von 0,5 verwendet, also: $0,5 \times PM_{10} = PM_{2,5}$.¹²¹ Dies wird aus einer europäischen Perspektive als zu niedrig angesehen, für das von der EU-Kommission gesponserte „Clean Air for Europe“ (CAFE) Projekt wird ein Umrechnungsfaktor von 0,65 vorgeschlagen.¹²² In einer nationalen Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebstaub in Österreich wird der Umrechnungsfaktor von 0,8 verwendet.¹²³ Da die KNA in Österreich stattfindet und das Verhältnis zwischen PM_{10} und $PM_{2,5}$ im Jahr 2005 nur knapp unter diesem Wert lag, wird dieser in der vorliegenden KNA verwendet.

¹²⁰ Dominici et al (2003)

¹²¹ WHO (2009)

¹²² AEA Technology (2005, 39)

¹²³ UBA (2005, 42)

Sowohl in Untersuchungen des Roadsimulator des Projektpartners, das schwedische Straßen- und Verkehrsinstituts (VTI),¹²⁴ als auch in Feldstudien der Greater London Authority wurde gezeigt, dass CMA die Grobfraktion des Feinstaubs stärker reduziert als die feine Fraktion.¹²⁵ Um die Effekte auf die Mortalität nicht zu überschätzen, mussten die transformierten PM_{2,5}-Werte noch einmal skaliert werden. Entsprechend der Messergebnisse der Greater London Authority wurden die Reduktionswerte noch einmal mit 0,25 multipliziert. Diese Zahl stimmt mit den Messungen des Roadsimulators überein. Dennoch muss festgehalten werden, dass durch diese Umrechnung ein beträchtlicher Unsicherheitsfaktor in der KNA hinzugekommen ist. Um dies zu vermeiden hatte der Autor dieser KNA die direkten PM_{2,5} Messdaten aus Klagenfurt angefordert, doch da diese nicht übergeben wurden, war solch eine Schätzung unumgänglich. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse (Kapitel 5.2) werden auch andere Umrechnungsfaktoren berücksichtigt.

Quantifizierungskonzepte

Auswirkungen auf die Mortalität können auf unterschiedliche Art quantifiziert werden. Frühere Studien beriefen sich oft auf „frühzeitige“, „zuordenbare“ oder „vermeidbare“ Todesfälle (vgl. Kapitel 4.2.3).¹²⁶ Hierfür wurden die jährlichen Sterberaten mit dem jeweiligen RR multipliziert. Wie Englert (2007) zeigt, ist diese Herangehensweise jedoch schwer problematisch, da mit den tatsächlichen Todesfällen ein „Zeitreihenmaß“, mit dem RR aus Kohortenstudien multipliziert wird. Da diese Berechnung einen linearen Zusammenhang unterstellt, die tatsächliche Lebenserwartung jedoch konkav ist, überschätzt solch eine Berechnung die Auswirkungen sehr stark. Auch führt diese Methode dazu, dass Fehler von Jahr zu Jahr weiter getragen werden. Denn wenn in Jahr 1 weniger Personen sterben, sind in Jahr 2 mehr Personen gefährdet und so weiter, diese Fehler wachsen mit der Zeit an.¹²⁷

Der korrekte Ansatz zur Interpretation der Ergebnisse von Kohortenstudien ist daher die Berechnung mittels Sterbetafeln. Die Ergebnisse werden als „verlorene“, bzw. „gewonnene“ Lebensjahre (Years of Life Lost, YoLL) dargestellt. Miller & Hurley (2003) haben die Methodologie der Berechnung mit Sterbetafeln und insbesondere die Anwendung in der Abschätzung der Folgen von Umweltveränderungen sehr übersichtlich dargelegt. Der Autor der KNA hat sich sehr eng an den Empfehlungen dieser Autoren orientiert, an dieser Stelle sollen lediglich die wichtigsten Grundlagen der Sterbetafelberechnung dargelegt werden. Details mögen in deren Paper nachgelesen werden.

¹²⁴ Gustafsson et al (2011)

¹²⁵ Fooks (2011)

¹²⁶ Künzli et al (2000)

¹²⁷ AEA Technology (2005, 16)

Essentiell in der Berechnung sind die Mortalitätsrisiken je nach Alter. Diese sagen aus wie groß die Wahrscheinlichkeit ist, in einem Jahr zu sterben. Alternativ können auch die Überlebenswahrscheinlichkeiten abgebildet werden. Zur Berechnung des Mortalitätsrisikos h wird die Anzahl der Toten in einem Jahr d durch die mittlere Jahrespopulation m dividiert:

$$h = \frac{d}{m} \quad (9)$$

Diese Berechnung kann je nach Geschlecht für jede einzelne Altersklasse durchgeführt werden. In Abbildung 13 sind die Mortalitätsrisiken für Klagenfurt, welche in der KNA verwendet wurden, und zum Vergleich die gesamtösterreichischen Mortalitätsrisiken abgebildet. Diese werden für die Sensitivitätsanalyse verwendet. Man beachte, dass in Klagenfurt keine Todesfälle in den Altersklassen 5-9 und 10-14 vorliegen, was zu einem Mortalitätsrisiko von Null führt. Da dieser Wert auf einer logarithmischen Skala nicht aufgetragen werden kann, entsteht eine Lücke in der Grafik. Auf Grund der geringen Anzahl an Sterbefällen in Klagenfurt war es notwendig die Daten zu glätten, indem die Mortalitätsrisiken über zwei Jahre gemittelt wurden.

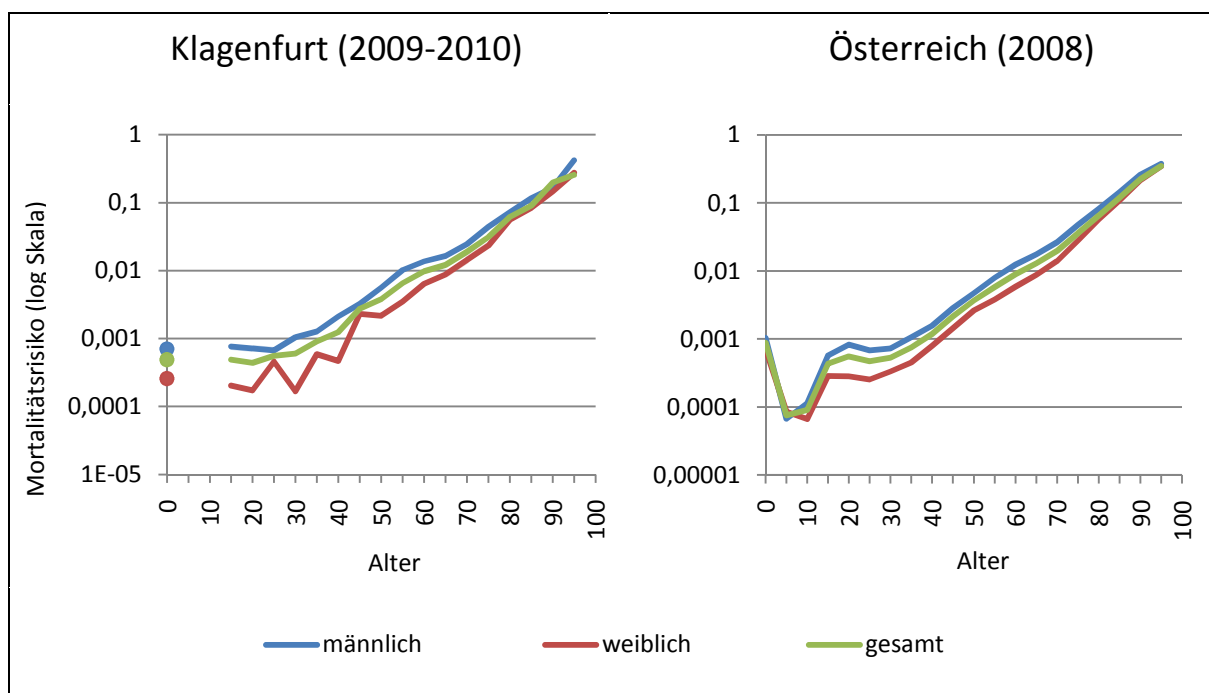


Abbildung 13: Mortalitätsrisiken in Klagenfurt und Restösterreich;
Quelle: Statistik Austria & Magistrat der Landeshauptstadt Klagenfurt

Aus den Mortalitätsrisiken lässt sich in Kombination mit den Bevölkerungszahlen berechnen wie viel Prozent das jeweils nächste Jahr und auch die darauf folgenden Jahre erleben. Durch Veränderungen des Risikos können so Änderungen der Umweltqualität abgebildet werden. Zur Illustration zeigt Abbildung 14 in der durchgehenden Linie eine kumulierte Funktion der überlebenden englischen und walisischen Männer je nach Alter. In der gepunkteten Linie

werden die Ergebnisse der Verdopplung der Risiken, in der gestrichelten Linie der Ergebnisse einer Halbierung der Risiken, dargestellt. Wie man sieht, wirken sich selbst solch dramatische Risikoänderungen nur relativ moderat auf die Anzahl der Überlebenden aus. Die Form der Kurve bleibt klarerweise weitgehend unbeeinflusst.

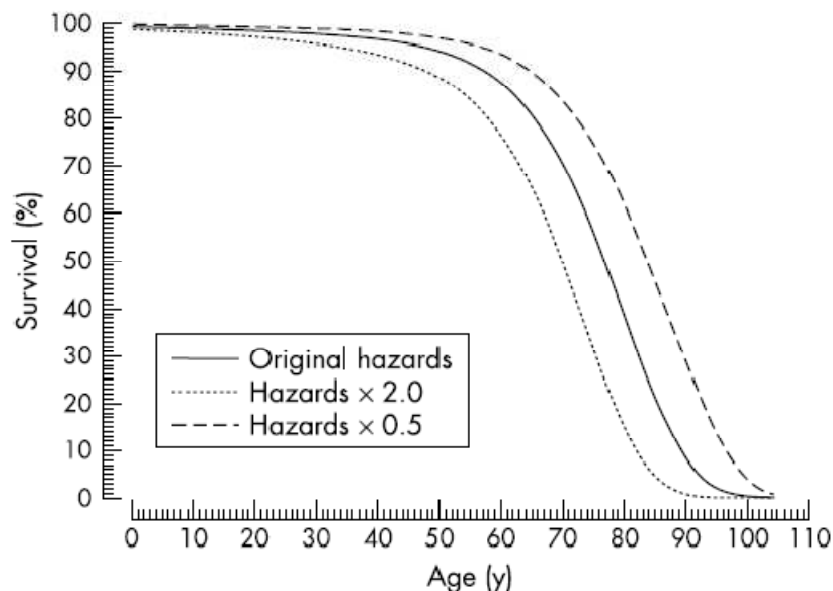


Abbildung 14: Auswirkungen von Mortalitätsrisikoveränderungen; Quelle: Miller & Hurley (2003, 202)

In der tatsächlichen Berechnung der verlorenen Lebensjahre müssen bestimmte Annahmen getroffen werden. Die wichtigsten sind wie folgt:

- Bevölkerung: Als Bevölkerung wurde die hauptgemeldete Wohnbevölkerung der Stadt Klagenfurt nach dem Melderegister herangezogen.
- Geburten: Die mittlere Geburtenrate der Jahre 2009 – 2011 wurde, um zwei Prozent reduziert fortgeschrieben. Diese Annahme ist nur bedingt realistisch, da die Laufzeit aber auf 10 Jahre beschränkt ist und das Mortalitätsrisiko bei der jungen Bevölkerung nicht stark ausgeprägt ist, führt dies zu keiner entscheidenden Verzerrung.
- Mortalitätsrisiken: Es wird angenommen, dass die Mortalitätsrisiken über die nächsten Jahre gleich bleiben. Dies ist zwar unrealistisch, doch es wurde gezeigt, dass die geschätzten Effekte der Umweltqualitätsveränderung auf die Lebensjahre relativ robust sind.¹²⁸
- Wanderung: Es wird unterstellt, dass keine Zu- und Abwanderung statt findet. Feinstaub wirkt sich langfristig auf einen Organismus aus, daher können Zuwanderer, welche zuvor

¹²⁸ AEA Technology (2005, 37)

anderen Konzentrationen von Feinstaub ausgesetzt waren, nicht sinnvoll berücksichtigt werden.

- Geschlecht: Da Männer und Frauen unterschiedliche Mortalitätsrisiken aufweisen, und die Altersverteilung unterschiedlich ist, sollten die Berechnungen für Männer und Frauen jeweils separat angestellt werden. Da die Daten über das Ausmaß der Feinstaubreduktion, welche von der Stadt Klagenfurt übermittelt wurden, auf die Gesamtbevölkerung bezogen waren, wurden in der Basisversion bloß die Mortalitätsrisiken der Gesamtbevölkerung herangezogen. In der Sensitivitätsanalyse wird auch ein Modell präsentiert, in welchem die Auswirkungen nach Geschlechtern getrennt geschätzt wurden.
- Altersgruppen: Sämtliche Daten waren in Altersgruppen zu 5 Jahren verfügbar und wurden dementsprechend angewandt. Dies führt zu keinen bedeutenden Verzerrungen.
- Verzögerungseffekt: In der Basisvariante wurde davon ausgegangen, dass sämtliche Gesundheitswirkungen sofort greifen. In der Sensitivitätsanalyse wird auch ein Modell präsentiert, in welchem die Gesundheitseffekte erst allmählich wirken.
- Runden: Menschen sind sozusagen binäre Individuen, entweder sie leben oder nicht. Bei Berechnungen von Bevölkerungen und Todesfällen müsste daher eigentlich immer auf ganze Zahlen gerundet werden, um dieser Tatsache Rechnung zu tragen. In der Analyse der Sterbetafeldata wird dennoch auf das Runden verzichtet, da nur so auch kleine Risikoänderungen bei einer geringen Bevölkerung adäquat abgebildet werden können. Überdies sind die Lebensjahre und Todesfälle als rein statistische Werte zu betrachten und insofern das Zulassen von Kommastellen gerechtfertigt. Insbesondere da das Endprodukt der Berechnung Lebensjahre sind, welche auf einer kontinuierlichen Skala angegeben werden können, ist diese Vorgehensweise begründbar.

In der Berechnung mittels der Sterbetafelmethode wird die Population über einen gewissen Zeitraum verfolgt. Hierbei werden zwei Szenarien mit unterschiedlichen Sterbewahrscheinlichkeiten miteinander verglichen. In einem Baseline-Szenario werden die gemittelten Mortalitätsrisiken der Jahre 2009-2010 fortgeschrieben und die fiktive Weiterentwicklung der Population berechnet. In einem zweiten Szenario werden entsprechend der Feinstaubreduktion die Mortalitätsrisiken angepasst und die fiktive alternative Bevölkerungsentwicklung berechnet. Die Differenz der Bevölkerungszahlen pro Jahr ergibt die Anzahl der gewonnenen Lebensjahre. Praktisch wurden mehrere Szenarien mit unterschiedlichen Änderungen des Mortalitätsrisikos parallel gerechnet und summiert, je nachdem wie stark der modellierte Feinstaubrückgang war und wie viele EinwohnerInnen davon

betroffen waren. Die Ergebnisse der Berechnung in der vorliegenden KNA sind in Kapitel 5.1.2 erläutert.

4.3.2 Morbidität

Wie bereits in Kapitel 4.2.2 beschrieben kann Feinstaub, abgesehen von Todesfällen, auch zu Erkrankungen führen, welche einen Spitalsaufenthalt notwendig machen. Insbesondere Krankheiten des Atmungs- und des Kreislaufsystems sind belegt. Im Rahmen der HCS und ACS Kohortenstudien wurde gezeigt, dass langfristige Belastung mit PM_{2,5} zu Ischämie, Herzrhythmusstörungen, Herzversagen, und Kreislaufstillstand führen kann.¹²⁹ Weiters beeinträchtigt Feinstaub die Lungenfunktion, kann zu Lungenentzündungen führen und akute Fälle von Bronchitis und Asthma hervorrufen.¹³⁰ Die Effekte der Anwendung von KNA auf diese Erkrankungen sollen im Rahmen der vorliegenden KNA ebenfalls möglichst umfassend dargestellt werden.

Es besteht eine umfassende Sammlung von Literatur zu den Effekten von Feinstaub auf Gesundheitswirkungen. Da diese jedoch teils konträre Ergebnisse liefern, stellt sich die Frage, welche Gesundheitsendzustände bewertet und welche Wirkungs-Expositionsfunktionen dieser Bewertung zu Grunde gelegt werden sollen. Im Rahmen des europäischen CAFE (Clean Air for Europe) Programms, welches auch von dem EU-LIFE Programm finanziert wird, haben sich namhafte AutorInnen dieselben Fragen gestellt und gut argumentierte Antworten gefunden.¹³¹ Es wurde ein Rahmenwerk für die Erstellung von KNAs erstellt, in welchem auch Empfehlungen für die ökonomische Bewertung von Feinstaub nach dem Wirkungspfadmodell abgegeben werden. Die Bewertungsgrundlagen der CAFE-Studie werden als best-practice Modell angesehen und auch im Rahmen der vorliegenden KNA verwendet.

Die Berechnung der Morbidität unterscheidet sich entscheidend von der Berechnung der Mortalität. Während ein Todesfall nur einmal eintritt, können Erkrankungen öfters auftreten. Während also für die Berechnung der Mortalität die Sterbetafelmethode notwendig ist, kann die Berechnung der Morbidität direkt berechnet werden, indem die tatsächlichen Erkrankungshäufigkeiten entsprechend nach unten korrigiert werden. Hierfür benötigt man Hintergrunddaten, welche die aktuelle Anzahl an Erkrankungen angibt, um abschätzen zu können um wie viel sich die zu erwartenden Gesundheitsauswirkungen verändern werden. Da solche Daten weder von der Stadt Klagenfurt, noch von der Gebietskrankenkasse in

¹²⁹ Pope & Dockery (2006, 722ff)

¹³⁰ US EPA (2009, 7-42f)

¹³¹ AEA Technology (2005)

ausreichender Qualität geliefert werden konnten, wird auf die Hintergrunddaten der CAFE-Studie zurückgegriffen und unterstellt, dass in Klagenfurt ähnliche Erkrankungsraten vorliegen. Es gibt somit auch keine kumulierenden Effekte. Da angenommen wird, dass die Feinstaubreduktion unmittelbare Auswirkungen hat, ergeben sich für sämtliche Jahre des Untersuchungszeitraumes dieselben Morbiditätsrückgänge.

Sämtliche Grundlagen der Bewertung sind in Tabelle 8 übersichtlich zusammengefasst. Für jeden Gesundheitsendzustand sind die zu Grunde liegenden Expositions-Wirkungsfunktion, die Hintergrundrate und die sich daraus ergebende Berechnungsgrundlage für die jeweils betroffene Bevölkerungsgruppe nach Alter angegeben. Die Berechnungsgrundlage stellt jeweils dar, wie viele Fälle bei einer Verringerung um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_x$ je EinwohnerIn weniger auftreten würden. Abhängig von den prognostizierten Rückgängen der Feinstaubbelastung durch die Anwendung von CMA wird somit der jeweilige Rückgang der Morbidität berechnet. Einzelheiten zu den jeweiligen Gesundheitsendzuständen sind nach der Tabelle angeführt.

Im Unterschied zur Berechnung der Mortalität ist hierbei die Umrechnung in $\text{PM}_{2,5}$ nicht unbedingt notwendig. Brunekreef & Forsberg (2005) zeigen in ihrer umfangreichen Metaanalyse, dass die grobe Fraktion $\text{PM}_{10-2,5}$ einen zumindest gleich starken Effekt auf die Mortalität hat, wie die feine Fraktion $\text{PM}_{2,5}$. Da die verfügbaren PM_{10} Werte beide Fraktionen umfassen, kann auch direkt mit diesen Werten gerechnet werden, ohne dass Verzerrungen eintreten. Prinzipiell wird jeweils jene Metrik herangezogen, welche im Rahmen der CAFE-Studie auch verwendet wurde, um konsistent mit jener Methodologie zu bleiben.

	E-W Funktion	Quelle	Hintergrundrate	Quelle	Berechnungs- grundlage	Betroffene Bevölkerung
Chronische Bronchitis	7% pro 10 µg/m³ PM ₁₀	Abbey et al (1995)	$\frac{378}{100.000}$	CAFE	$\frac{52,5}{100.000}$	> 27 Jahre
	0,6% pro 10 µg/m³ PM ₁₀	APHEIS (2004)	$\frac{723}{100.000}$	APHEIS (2004)	$\frac{4,34}{100.000}$	Alle Altersklassen
Notfallaufnahme Herzkrankheiten	1,14% pro 10 µg/m³ PM ₁₀	APHEIS (2004)	$\frac{617}{100.000}$	APHEIS (2004)	$\frac{7,03}{100.000}$	Alle Altersklassen
Arztbesuch Asthma	2,5% pro 10 µg/m³ PM ₁₀	Hajat et al (1999)	$\frac{4.710}{100.000}$	Hajat et al (2001)	$\frac{118}{100.000}$	< 15 Jahre
	3,1 % pro 10 µg/m³ PM ₁₀		$\frac{1.650}{100.000}$		$\frac{51}{100.000}$	15 – 64 Jahre
	6,3 % pro 10 µg/m³ PM ₁₀		$\frac{1.510}{100.000}$		$\frac{95}{100.000}$	> 64 Jahre
	0,7 % pro 10 µg/m³ PM ₁₀		$\frac{57.400}{100.000}$		$\frac{400}{100.000}$	< 15 Jahre
Arztbesuch Erkrankung der oberen Atemwege	1,8 % pro 10 µg/m³ PM ₁₀	Hajat et al (2002)	$\frac{18.000}{100.000}$	Hajat et al (2001)	$\frac{320}{100.000}$	15 – 64 Jahre
	3,3 % pro 10 µg/m³ PM ₁₀		$\frac{14.100}{100.000}$		$\frac{470}{100.000}$	> 64 Jahre
	4,75% pro 10 µg/m³ PM _{2,5}		19 pro Person		$\frac{90.200}{100.000}$	15 – 64 Jahre
Krankenstandstage	0,46% pro 10 µg/m³ PM _{2,5}	Ostro (1987)	4,5 pro Person	CAFE	$\frac{20.700}{100.000}$	15 – 64 Jahre
Tage geringer beschränkter Aktivität	7,4% pro 10 µg/m³ PM _{2,5}	Ostro & Rothschild (1989)	7,8 pro Person	CAFE	$\frac{57.700}{100.000}$	18 - 64 Jahre
Anzahl Medikamentenbenutzung (Bronchodilator)	1,005 pro 10 µg/m³ PM _{2,5} *	CAFE (WHO 2005)	9,13 pro Person	CAFE	$\frac{4.500}{100.000}$	5 – 14 Jahre
	1,01 pro 10 µg/m³ PM ₁₀ *	CAFE (WHO, 2004)	12,21 pro Person	CAFE	$\frac{4.100}{100.000}$	> 14 Jahre
Erkrankungen der unteren Atemwege	1,04 pro 10 µg/m³ PM ₁₀ *	Ward & Ayres (2004)	54,75 pro Person	CAFE	1,86 pro Person	5 – 14 Jahre
	1,017 pro 10 µg/m³ PM ₁₀ *	CAFE (WHO, 2004)	32,85 pro Person	CAFE	0,39 pro Person	> 14 Jahre

*... Odds Ratios statt Relativen Risiken

Tabelle 8: Berechnungsgrundlage der Morbiditätsfolgen;
Quelle: AEA Technology, eigene Zusammenstellung

Chronische Bronchitis

In einer Voruntersuchung für die CAFE Studie kamen die WissenschaftlerInnen zum Schluss, dass Bronchitis die einzig quantifizierbare chronische Erkrankung durch Feinstaub ist.¹³² Es gibt keine ausreichenden Informationen um andere Reduktionen der Lungenfunktion wie chronisch obstruktive Lungenerkrankung oder ähnliche Erkrankungen zu berücksichtigen.¹³³ In der vorliegenden KNA wird daher gleich vorgegangen. Gezählt wird hierbei, wie viele neue Fälle von chronischer Bronchitis auftreten, bzw. verhindert werden.

Aus der Untersuchung von Abbey et al (1995) ergibt sich die Expositions-Wirkungsfunktion, das CAFE-Projektteam errechnete eine korrigierte Hintergrundrate aus selbiger Publikation. Alternativ wird eine höhere Expositions-Wirkungsfunktion vorgeschlagen, welche in CAFE für die Sensitivitätsanalyse vorgeschlagen und daher auch in dieser Sensitivitätsanalyse berücksichtigt wird (vgl. Kapitel 5.2). Da davon ausgegangen wird, dass 5% der Bevölkerung bereits unter chronischer Bronchitis leidet, wird lediglich 95% der Bevölkerung ab 27 Jahren berücksichtigt.

Hospitalisierungen (Notfallaufnahmen)

Feinstaub kann zu Erkrankungen führen, welche einen Spitalsaufenthalt notwendig machen. Im Rahmen einer transeuropäischen Kooperation wurde 1999 das „Air Pollution and Health: A European Information System“ (APHEIS) Programm begründet. In verschiedenen Studien wurden die Effekte der Luftverschmutzung in Europa analysiert. Aus Zeitreihenstudien (APHEIS, 2004) werden Effekte von Feinstaub auf Hospitalisierungen insbesondere auf Grund von Herzkrankheiten¹³⁴ und Atemwegenerkrankungen¹³⁵ nahegelegt. Es handelt sich hierbei um akute Effekte, weshalb es in diesem Zusammenhang sinnvoll ist, lediglich Notaufnahmen zu berücksichtigen. Krankenhausaufenthalte, welche bereits länger geplant waren, sollten hingegen nicht hinzugezählt werden. Sowohl die Expositions-Wirkungsfunktionen, als auch die Hintergrundraten werden aus der APHEIS Studie entnommen und werden auf sämtliche Altersklassen angewandt.

Arztbesuche

Verschiedene Zeitreihenstudien belegen, dass ein Zusammenhang zwischen der täglichen Feinstaubbelastung und der Anzahl der Arztbesuche besteht. Die größten Zusammenhänge konnten mit Arztbesuchen auf Grund von Asthma und auf Grund von Erkrankungen der oberen Atemwege festgestellt werden. Die verwendeten Expositions-Wirkungsfunktionen und

¹³² WHO (2003)

¹³³ AEA Technology (2005, 69)

¹³⁴ ICD-10-Codes I00-I52

¹³⁵ ICD-10-Codes J00-J99

Hintergrundraten stammen von Hajat et al (1999, 2001 und 2002) aus Londoner Daten und unterscheiden sich für die drei Altersklassen < 15 Jahre, 15-64 Jahre und > 64 Jahre. Da nicht klar ist, wie gut diese Daten auf den resteuropäischen Kontext übertragbar sind, wird in der CAFE Studie vorgeschlagen, diese lediglich in der Sensitivitätsanalyse zu verwenden, was in der vorliegenden KNA auch passiert.¹³⁶

Tage beschränkter Aktivität

Wenn Individuen an einem Tag auf Grund ihres Gesundheitszustandes nicht fähig sind, ihre üblichen Tätigkeiten normal auszuüben, so ist dies ein Tag mit beschränkter Aktivität. Die CAFE-Studie unterscheidet zwischen folgenden drei Arten von beschränkter Aktivität:¹³⁷

- Tage an denen man bettlägerig ist
- Tage an welchen man nicht zur Arbeit (oder Schule, Universität, etc.) gehen kann, aber nicht bettlägerig ist (Krankenstandstage)
- Andere weniger schwerwiegende Beschränkungen der Aktivität

Aus der Literatur liegen Expositions-Wirkungsfunktionen nur für Tage beschränkter Aktivität insgesamt, Krankenstandstage und Tage weniger schwerwiegender Beschränkungen vor. Da jedoch keine eigenen Expositions-Wirkungsfunktionen für die Anzahl der bettlägerigen Tage vorliegen, werden diese geschätzt als die Summe an Tagen beschränkter Aktivität minus den Krankenstandstagen und Tagen weniger schwerwiegender Beschränkung der Aktivität. Diese Annahme ist durch die empirisch gemessenen Daten weitgehend gedeckt. Die Expositions-Wirkungsfunktionen stammen von Ostro (1987) und Ostro & Rothschild (1989) und sind verhältnismäßig antiquiert. Obwohl neuere Daten vorliegen, verwendet CAFE dennoch die älteren Werte, da neuere Studien diese weitgehend bestätigen¹³⁸. Die Hintergrundraten wurden von dem CAFE Team auf Grund verschiedener Quellen eigens berechnet.

Medikamentenbenutzung

Feinstaub kann auf Grund von akuten Gesundheitseffekten zu einer gesteigerten Verwendung von Medikamenten führen. Analog zu den Krankenhausaufenthalten (siehe oben) sind nur jene Fälle zu berücksichtigen, welche zusätzlich durch akute Beschwerden auftreten. CAFE zieht daher nur die Verwendung von Bronchodilatoren (Inhalationsgeräte zur Linderung von Asthmaattacken) als Gesundheitsendpunkte heran, andere Medikamente, welche beispielsweise auf die langfristige Therapie von Asthma abzielen, werden nicht berücksichtigt. Es sind daher

¹³⁶ AEA Technology (2005, 81ff)

¹³⁷ AEA Technology (2005, 86ff)

¹³⁸ Stieb et al (2002)

auch nur jene Bevölkerungsgruppen relevant, welche bereits unter Asthma leiden. Es wird unterschieden zwischen Kindern (bis 14 Jahre) und Erwachsenen (ab 15 Jahren). Sowohl Expositions-Wirkungsfunktionen, als auch die Hintergrundraten stammen von Metastudien der WHO (2004 und 2005), wobei die Hintergrundraten von dem CAFE-Team eigens berechnet wurden. Die Expositions-Wirkungsfunktionen stammen aus Panelstudien, daher wird hier mit Odds Ratios anstatt mit relativem Risiko gerechnet (vgl. Kapitel 4.2.3). In Tabelle 8 scheinen die Berechnungsgrundlagen auf ersten Blick inkonsistent zu sein, dies liegt jedoch daran, dass in den beiden Altersklassen unterschiedliche Anteile der Individuen unter Asthma leiden und mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten Bronchodilatoren verwenden.

Erkrankungen untere Atemwege

Schließlich inkludiert das CAFE-Team auch sonstige Erkrankungen der unteren Atemwege wie Husten, Keuchen, Brustbeengtheit und Kurzatmigkeit. Die Grundlage hierfür bieten erneut WHO Metastudien (2004 und 2005). Wieder wird unterschieden zwischen Kindern und Erwachsenen, wobei bei Kindern die gesamte Population als Berechnungsgrundlage herangezogen wird, während bei Erwachsenen lediglich jene mit chronischen Atemwegenerkrankungen, insbesondere Asthma, chronisch obstruktiver Lungenkrankheit und bronchialer Hyperreaktivität berücksichtigt werden. Dies liegt daran, dass sonst mit beträchtlichen Überschneidungen zu den Tagen mit beschränkter Aktivität zu rechnen ist, während dies bei den Kindern irrelevant ist, da diese in der Berechnung der Tage beschränkter Aktivität nicht berücksichtigt sind.

4.4 Monetarisierung der Gesundheitsfolgen von Feinstaub

4.4.1 Mortalität

Nachdem in Kapitel 4.3.1 erläutert wurde wie die Auswirkungen der Feinstaubreduktion auf die Mortalität quantifiziert werden, soll in diesem Kapitel die Monetarisierung dieser Werte erläutert werden. Auch wenn es auf den ersten Blick ethisch fragwürdig erscheint, menschliches Leben zu bewerten, gibt es durchwegs Methoden mit denen dies verantwortungsvoll geschehen kann. Zuerst ist wichtig festzuhalten, dass es sich bei solch einer Bewertung nie um konkret individuell zuordenbare Leben, sondern immer um abstrakte statistische Leben handelt. Wenn beispielsweise Minenarbeiter in einer Mine eingeschlossen sind, so wird nicht auf solche Werte zurückgegriffen werden, um zu berechnen ob deren Rettung volkswirtschaftlich sinnvoll ist oder nicht. Bei allgemeinen Berechnungen wie der vorliegenden KNA, wo die Nutznießer der Maßnahme jedoch nicht direkt identifiziert werden können, ist solch ein Ansatz allerdings vertretbar.

Es gibt zwei konkurrierende Konzepte zu der Bewertung von Mortalitätsveränderungen. Während das eine Konzept den „Wert eines statistischen Lebens“ (Value of a statistical life, VSL) berechnet, gibt das andere den „Wert eines statistischen Lebensjahres“ (Value of a statistical life year, VSLY) an. Das VSL ist definiert als die marginale Rate der Substitution zwischen Vermögen und Mortalitätsrisiko. Wenn beispielsweise Individuen bereit sind, 10 € zu zahlen um ihr jeweiliges Sterberisiko um 1:1.000.000 zu senken, so beträgt der VSL $10/(1:1.000.000)$, also 10 Millionen €. ¹³⁹ Der VSL bezieht sich immer auf kleine Mortalitätsveränderungen, die sich auf große Personengruppen auswirken. Konzeptuell wird somit nicht wirklich der Wert eines spezifischen Lebens geschätzt, sondern der aggregierte Nutzen der Risikoveränderungen. ¹⁴⁰

Dem kann jedoch entgegengesetzt werden, dass für die Bewertung eines Lebens, relevant ist, wie lange dieses Leben noch gedauert hätte. Falls die Person ein Monat später gestorben wäre, müsste doch ein anderer Wert angesetzt werden, als bei einem Leben, welches noch mehrere Jahre gedauert hätte. Um dieser Kritik Rechnung zu tragen, wurde das Konzept des VSLY eingeführt, in welchem der Wert eines statistischen Lebensjahres bewertet wird. Historisch gesehen, wurde in der Bewertung von Umwelt- und Transportmaßnahmen immer der VSL verwendet. ¹⁴¹ Doch in dem letzten Jahrzehnt gab es eingehende Diskussionen darüber, ob solch eine Vorgehensweise nicht methodisch fehlgeleitet ist. Die US EPA ist in den letzten Jahren dazu übergegangen ihre Berechnungen über VSL mit zusätzlichen Berechnungen über VSLY zu erweitern. Im europäischen Kontext hat bereits das Team des ExternE Projekts Bedenken gegenüber dem VSL geäußert und die Verwendung von VSLY empfohlen. ¹⁴² Auch im Rahmen des CAFE-Projekts im Auftrag der Europäischen Kommission wurde die Verwendung von VSLY prinzipiell als die adäquate Herangehensweise identifiziert. Dennoch wurden schlussendlich sowohl VSL als auch VSLY zur Bewertung herangezogen. ¹⁴³

Bereits in Kapitel 4.3.1 wurde argumentiert, dass die Sterbetafelmethode die korrekte Herangehensweise für die Verwendung von relativen Risiken ist, welche aus Kohortenstudien gewonnen worden sind. Da das Ergebnis dieser Methode in Lebensjahren abgebildet wird, ist es naheliegend in der Bewertung auf VSLY zurückzugreifen. Doch auch inhaltliche Gründe sprechen für den VSLY-Ansatz: Bei der Risikoveränderung durch eine Feinstaubreduktion ist ex-post nicht klar, wie viele Leben dadurch früher enden. Es kann zwar eine Berechnung beispielsweise ergeben, dass im Schnitt jede Betroffene um ein Jahr länger lebt, doch ob das bedeutet, dass

¹³⁹ Hammitt (2007, 230f)

¹⁴⁰ US EPA (2010, 7-8ff)

¹⁴¹ Hammitt (2007, 229)

¹⁴² ExternE (1999)

¹⁴³ AEA Technology (2005, 47ff)

zehn Personen jeweils ein Jahr länger leben, also zehn Leben später enden, oder ob eine von zehn Personen zehn Jahre länger lebt, und daher nur ein Leben später endet, ist unklar. Insofern ist für Kohortenstudien die Verwendung von VSLY zu empfehlen, während bei Ergebnissen von Zeitreihenstudien der VSL angebracht wäre.¹⁴⁴ In der vorliegenden KNA wird deshalb der VSLY verwendet. Alternativ könnte in der Sensitivitätsanalyse der VSL verwendet werden, um zu sehen wie sich die Ergebnisse verändern würden. Dies unterbleibt in der vorliegenden Analyse jedoch, da hierfür detailliertere Sterbestatistiken erforderlich wären und mittlerweile ein breiter Konsens besteht, dass das VSLY Konzept in diesem Kontext adäquat ist.

Wie hoch ist nun der Wert eines statistischen Lebensjahres anzusetzen? Nachdem dem VSLY Konzept erst seit wenigen Jahren erhöhte Aufmerksamkeit zu Teil wurde, gab es bislang nur wenige Grundlagen zum VSLY. Sowohl ExternE, als auch CAFE zogen daher VSL Werte heran um den VSLY zu berechnen. Im CAFE Projekt wurde so ein VSLY von 52.000 € (Preisbasis 2000) errechnet.¹⁴⁵ Im Rahmen des ExternE Projektes wurde ein höherer zu Grunde liegender VSL verwendet, so ist auch der resultierende VSLY von 84.000 € (Preisbasis 1995) höher.¹⁴⁶

Desaigues et al (2011) nahmen diese unbefriedigende Datenlage zum Anlass um in einer Studie den VSLY direkt zu berechnen.¹⁴⁷ Für diese Studie wurden fast 1.500 Personen aus neun verschiedenen Ländern der EU mittels einer Contingent Valuation Method (CVM, vgl. Kapitel 4.1.1) befragt. Die Befragung berücksichtigte die letzten methodischen Fortschritte und Diskussionen über die CVM und verschiedene qualitätssichernde Korrekturen wurden durchgeführt (Aussonderung von Protestangaben und Extremwerten). Für die EU wurde so ein VSLY-Wert von 20.000 € (Preisbasis 2010) als bester Schätzer errechnet.¹⁴⁸ Auch für das Vereinigte Königreich (UK) wurde solch eine Erhebung durchgeführt, sie ergab einen VSLY von 56.000 £ (Preisbasis 2005).¹⁴⁹

Im US-Kontext wurde ebenfalls ein VSLY aus VSL berechnet, dieser betrug 293.000 \$ (Preisbasis 1990). Die US EPA steht diesem Ansatz allerdings kritischer gegenüber und verwendet zwar VSL und VSLY parallel, empfiehlt aber auf Grund der unbefriedigenden Datenlage weiterhin die Verwendung des VSL.¹⁵⁰ Um einen aktuelleren Vergleichswert zu erreichen, wurde daher der

¹⁴⁴ Hammitt (2007, 233f)

¹⁴⁵ AEA Technology (2005, 55ff)

¹⁴⁶ ExternE (1999)

¹⁴⁷ Die Autoren verwenden den Term „Value of a life year“ (VOLY) statt VSLY. Auf Grund der ethischen Bedenken dieser Bezeichnung wird in dieser Arbeit durchgängig die Terminologie VSLY verwendet.

¹⁴⁸ Desaigues et al (2011, 908ff)

¹⁴⁹ Mason et al (2009)

¹⁵⁰ US EPA (2010)

aktuelle VSL Wert der US EPA herangezogen, um nach deren Methode einen aktuellen VSLY zu berechnen. So ergibt sich ein VSLY von 344.000 \$ (Preisbasis 2006). Es ist klar ersichtlich, dass die US-Werte bedeutend höher liegen als die europäischen Schätzwerte.

	VSLY	Bezugsjahr	Region	VSLY (€, 2011)
Desaigues et al (2011)	20.000 €	2010	EU	21.000 €
CAFE* ¹⁵¹	52.000 €	2000	EU	65.000 €
Mason et al (2009)	56.000 £	2005	UK	78.000 €
ExternE (1999)*	84.000 €	1995	EU	113.000 €
Abelson (2008)*	151.000 A\$	2007	Australien	209.000 €
US EPA aktuell* ¹⁵²	344.000 \$	2006	USA	290.000 €
US EPA (1999)*	293.000 \$	1990	USA	381.000 €

* Werte wurden aus VSL-Werten errechnet

Tabelle 9: Wert eines statistischen Lebensjahres (VSLY) in der Literatur; Eigene Übersicht

In Tabelle 9 sind die verschiedenen Werte der VSLY übersichtlich dargestellt. Die Werte wurden auf Basis des Verbraucherpreisindizes der Statistik Austria auf das Bezugsjahr 2011 normiert. Fremdwährungen wurden mit dem Umrechnungskurs zum Stichtag 1.Mai 2012 umgerechnet. Zum Ziel der Konsistenz mit anderen Untersuchungen wird in der vorliegenden KNA der VSLY-Wert der CAFE-Untersuchung von 65.000 € verwendet, welcher im europäischen Kontext am häufigsten eingesetzt wird. Die anderen Werte werden in der Sensitivitätsanalyse verwendet.

Der VSLY ist unabhängig vom Alter. Dies ist ein Vorteil des VSLY gegenüber dem VSL: Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass Todesfälle in unterschiedlichen Altersklassen unterschiedliche verbleibende Lebenserwartungen haben, wurde vorgeschlagen den VSL dem Alter entsprechend anzupassen. Tatsächlich belegen Studien, dass die Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion des Sterberisikos einer inversen U-Kurve entspricht, deren Höhepunkt in etwa bei dem Alter von 40 Jahren liegt. Auch wenn solch ein Ansatz theoretisch begründbar ist, ist er aus ethischen Überlegungen heraus fragwürdig. Mit der Verwendung des VSLY kann dieses Problem jedoch prinzipiell umgangen werden.¹⁵³

Um besser auf die gesamte zuvor genannte Problematik eingehen zu können, wird in der Gesundheitsökonomie oft das QALY-Konzept verwendet. Dieses berechnet qualitätskorrigierte Lebensjahre (quality adjusted life years), so dass auch eine Verlängerung des Lebens unter

¹⁵¹ AEA Technology (2005)

¹⁵² Eigene Berechnung. Analog zu den Berechnungen in EPA (1999) wurde der VSLY auf Basis des aktuell empfohlenen VSL der US EPA (7,4 Mio. \$) berechnet

¹⁵³ Pearce et al (2006, 193ff)

möglichen Schmerzen oder anderen Einschränkungen abgebildet werden kann. Das Prinzip ist graphisch in Abbildung 15 am Beispiel einer Behandlung, welche sowohl Lebensdauer (x-Achse) als auch Lebensqualität (y-Achse) erhöht, dargestellt. Die Ergebnisse werden meistens für Nutzwertanalysen eingesetzt (vgl. Kapitel 2.1), da die sich ergebenden QALYs unterschiedlicher Maßnahmen direkt miteinander verglichen werden können und somit überhaupt die problematische Monetarisierung von Leben vermieden werden kann.¹⁵⁴ Da keine klaren Parameter zu der Veränderung der QALYs im Zusammenhang mit Feinstaubreduktion vorhanden sind, wird dieses Konzept in der vorliegenden KNA jedoch nicht weiter verfolgt.

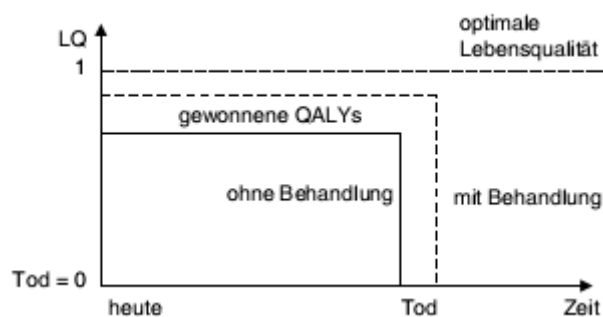


Abbildung 15: Visualisierung des QALY-Konzepts; Quelle: Schöffski & Greiner (2012, 76)

4.4.2 Morbidität

Nachdem die Quantifizierung der Gesundheitsfolgen von Feinstaub (vgl. Kapitel 4.3.2) auf der Basis der Ergebnisse der CAFE Studie erfolgt, orientiert sich auch die Monetarisierung eng an dieser Studie. Prinzipiell liegen der Bewertung von Morbiditätsfolgen drei Komponenten zu Grunde:

- **Ressourcenkosten:** Entsprechen den Behandlungskosten (Medikamente, Personalkosten etc.), unabhängig davon, ob sie von der erkrankten Person selbst oder deren Versicherung übernommen werden (Defensivkosten)
- **Opportunitätskosten:** Produktivitätsverluste durch verringerte Arbeitszeit und Opportunitätskosten durch Freizeitverlust
- **Nutzenänderungen:** Zusätzliche Veränderungen der individuellen Nutzen durch reduziertes Vergnügen bei Freizeitaktivitäten, Beschwerden und Unannehmlichkeiten, Zukunftsängste einer erkrankten Person oder deren Familie¹⁵⁵

Die ersten beiden Komponenten können über Marktpreise abgebildet werden. Hierzu müssen die individuellen Nutzenveränderungen addiert werden, um sämtliche Wohlfahrtsänderungen zu

¹⁵⁴ Schöffski & Greiner (2012, 71ff)

¹⁵⁵ AEA Technology (2005, 115ff)

inkludieren. In der CAFE Studie wurde eine beträchtliche Anzahl an Studien analysiert, um die optimalen Werte für die jeweiligen Gesundheitsendzustände zu finden. Es wird daher nicht näher auf die Methodologie eingegangen, sondern die Werte aus CAFE übernommen. Sie wurden lediglich von der Preisbasis 2000 auf 2011 umgerechnet. In Tabelle 10 sind diese Werte übersichtlich dargestellt.

	Bewertungsgrundlage der Endzustände
Chronische Bronchitis	235.000 €
Notfallaufnahme Herzkrankheiten	2.500 €
Notfallaufnahme Atemwegerkrankungen	2.500 €
Arztbesuch Asthma	66 €
Arztbesuch Erkrankung der oberen Atemwege	94 €
Tage beschränkter Aktivität	162 €
Krankenstandstage	104 €
Tage geringer beschränkter Aktivität	48 €
Anzahl Medikamentenbenutzung (Bronchodilator)	1 €
Erkrankungen der unteren Atemwege	48 €

*Tabelle 10: Berechnungsgrundlage für die Bewertung der Morbiditätsfolgen;
Quelle: AEA Technology (2005), eigene Berechnungen*

4.5 Andere Folgen von Feinstaub

Sichtbehinderung

Feinstaub hat eine kausale Wirkung auf Sichtbehinderungen in Form von Dunst und anderen Trübungen. In der Luft befindliche Partikel tragen zur Lichtstreuung bei und können auch selbst Licht absorbieren.¹⁵⁶ Sichtbehinderungen werden vom Menschen unmittelbar wahrgenommen und können zu individuellen Nutzenveränderungen führen. Studien haben gezeigt, dass eindeutige Präferenzen für eine klare Sicht bestehen. Diese korreliert wiederum mit dem subjektiven Wohlbefinden, woraus sich Nutzenveränderungen argumentieren lassen. Wie groß die Zahlungsbereitschaft für bessere Sicht tatsächlich ist, wurde jedoch noch nicht ermittelt.

Muller & Mendelsohn (2007) ermitteln in ihrer Arbeit die Schäden durch Umweltverschmutzung in den USA. Feinstaubbelastung führt demnach zu Gesundheitsschäden von 24,8 Milliarden \$, Sichtbehinderungen zu Schäden von 1,7 Milliarden Dollar. Auch wenn die Gesundheitsschäden

¹⁵⁶ US EPA (2009, 9-72ff)

bei weitem größer sind, so sind auch die Sichtbehinderungen nicht unbedeutend. In der CAFE-Studie werden diese Effekte dennoch nicht inkludiert, da zu wenige europäische Studien hierzu vorliegen. Für die vorliegende KNA stellt sich das zusätzliche Problem, dass die Anwendung von CMA primär die Aufwirbelung von Straßenstaub reduziert, also anteilmäßig mehr grober Feinstaub reduziert wird. Der Grad der Sichtbehinderung durch Teilchen hängt jedoch von der Größe ab. Die größte Sichtbehinderung wird durch Teilchen verursacht, deren aerodynamischer Durchmesser zwischen 0,3 und 1 μm liegt.¹⁵⁷ Dass der Grad der Sichtbehinderung auch von der chemischen Zusammensetzung des Feinstaubes abhängig ist, erschwert die Berechnung zusätzlich.

In der vorliegenden KNA wird prinzipiell davon ausgegangen, dass das Verhältnis zwischen Gesundheitsschäden und Sichtbehinderungen gleich ist wie in der Studie von Muller & Mendelsohn (2007). Da jedoch Sichtbehinderungen eher von kleinen Partikeln hervorgerufen werden, wird das Verhältnis angepasst, indem der bereits zuvor verwendete Umrechnungswert von PM_{10} zu $\text{PM}_{2,5}$ herangezogen wird. Pro 1000 € Nutzen durch Gesundheitsveränderung werden daher Nutzen durch Sichtverbesserung von 17 € angenommen. Auch wenn dieser Berechnung große Unsicherheiten zu Grunde liegen, ist es wichtig diesen Wert zu inkludieren um die Vollständigkeit der Analyse zu wahren. Gleichzeitig bewegt sich dieser Wert in einer Größenordnung, in welcher er das Ergebnis nicht entscheidend beeinflusst und dennoch plausibel erscheint.

Klimafolgen

Wie bereits zuvor erläutert, absorbiert Feinstaub Sonnenlicht. Zusätzlich verändert er die Zusammensetzung der Wolken und trägt dazu bei, dass diese länger bestehen bleiben. Auch Effekte auf den Regen sind möglich. Insgesamt wirkt Feinstaub somit der Erderwärmung entgegen, da mehr Sonnenlicht reflektiert wird und dementsprechend weniger die Erdoberfläche erreicht. Auf Grund der zur Verfügung stehenden Literatur kommt die US EPA zu dem Schluss, dass ein kausaler Wirkungszusammenhang zwischen Feinstaub und Klimafolgen besteht.¹⁵⁸ Die Feinstaubreduktion durch CMA könnte somit negativen Nutzen durch die dadurch einhergehende Klimaerwärmung haben.

Tatsächlich sind für diese Effekte jedoch hauptsächlich sekundäre Aerosole verantwortlich, welche aus Verbrennungsprozessen entstehen und in der Atmosphäre mit anderen Stoffen reagieren. Aufgewirbelter Straßenstaub ist einerseits von seiner chemischen Zusammensetzung

¹⁵⁷ US EPA (2009, 2-27)

¹⁵⁸ US EPA (2009, 9-75f)

her nicht relevant und nur ein vernachlässigbar geringer Teil davon gelangt in die Atmosphäre.¹⁵⁹ Da weder Muller & Mendelsohn (2007), noch CAFE Klimafolgen durch Feinstaub in deren KNA berücksichtigen, scheint es gerechtfertigt, diese auch in der vorliegenden KNA nicht zu erfassen.

Ökologische Effekte

Gemäß der US EPA deuten die bisher erschienen Studien darauf hin, dass ein kausaler Wirkungszusammenhang zwischen Feinstaub und Effekten auf Organismen und Ökosysteme besteht. Insbesondere im Straßenstaub sind Metalle vorhanden, welche durch Brems-, Reifen- und Asphaltabrieb entstehen. Diese können sich toxisch auf Pflanzen auswirken, falls sie in Gewässer gelangen, können sie auch dort negative Folgen nach sich ziehen. Da der Straßenstaub nicht weit transportiert wird, sind insbesondere Pflanzen an Straßen- und Waldrändern betroffen. Auch wenn diese negativen Wirkungen belegt sind, sind keine Studien dazu vorhanden, wie groß die physischen Schäden wären und wie sie zu monetarisieren sind.¹⁶⁰

Im Rahmen der CAFE Studie werden hauptsächlich Effekte durch Übersäuerung und Ozon erwähnt, Feinstaub hingegen nicht. Auch eine Monetarisierung der Schäden findet nicht statt. Muller & Mendelsohn (2007) berechnen ebenfalls keine ökologischen Effekte durch Feinstaub, diese werden über andere Schadstoffe (Stickoxide und flüchtige organische Verbindungen) gemessen. Um die Nutzenkategorien vollständig zu erfassen, wird daher in der vorliegenden KNA lediglich ein hypothetischer Wert eingesetzt (siehe Kapitel 5.1.2). Der tatsächliche Nutzen kann sowohl größer als auch kleiner sein, hierfür ist weitere Forschung notwendig.

Schäden an Materialien

Es besteht ein kausaler Zusammenhang zwischen Feinstaubbelastung und Schäden an verschiedenen Oberflächen wie Farbe, metallenen und irdenen Oberflächen. Es entstehen sowohl physische als auch ästhetische Beeinträchtigungen. Ästhetische Folgen entstammen hauptsächlich von Rußpartikeln, welche beispielsweise Hausfassaden verschmutzen. Die Folgen von aufgewirbeltem Straßenstaub sind hingegen als vernachlässigbar klein einzuschätzen. Auch physikalische Beeinträchtigungen entstehen eher durch elementaren Kohlenstoff, welcher bei Verbrennungsprozessen, insbesondere von Dieselmotoren, produziert wird.

Diese Einschätzung ist durch die CAFE Studie und Muller & Mendelsohn (2007) gedeckt. Während in erster Studie Rußpartikel als relevante Berechnungsgrundlage herangezogen werden, verwendet die zweite Studie hierfür Schwefeldioxid als Parameter. Aus diesem Grund werden Materialschäden durch Feinstaub in der vorliegenden KNA nicht berücksichtigt.

¹⁵⁹ US EPA (2009, 9-164f)

¹⁶⁰ US EPA (2009, 9-165ff)

5 Kosten-Nutzen-Analyse der CMA-Anwendung

5.1 Kosten und Nutzen der CMA-Anwendung

5.1.1 Kosten der CMA-Anwendung

Auf Basis der Datengrundlage, welche in Kapitel 1.4 beschrieben ist, wurden die Kosten der Anwendung von KNA berechnet. Prinzipiell lassen sich unterschiedliche Arten von Kosten unterscheiden: Direkte Kosten, welche der Stadt Klagenfurt durch die Anwendung von CMA entstehen (Anschaffungskosten, Betriebskosten, Personalkosten, Verwaltungskosten), indirekte Kosten, welche der Stadt Klagenfurt anfallen (Schäden an Asphalt & Bodenmarkierungen) und indirekte Kosten, welche privaten Akteuren anfallen (Unfallkosten, Umweltkosten und Schäden an privatem Eigentum). All diese Kostenarten waren in Tabelle 2 (siehe Kapitel 3.3) zusammengefasst. Nachfolgend werden sämtliche Kosten beschrieben und ermittelt, zusammenfassend sind diese am Ende des Kapitels in Tabelle 12 dargestellt.

Einmalige Anschaffungskosten

Einmalige Anschaffungskosten entstehen für die Stadt Klagenfurt primär durch den eventuellen Ankauf oder Umbau von Gerätschaften für die CMA-Anwendung. Je nach Szenario sind unterschiedliche Gerätschaften notwendig. Um CMA auf dem gesamten Klagenfurter Straßennetz aufzubringen sind 37,5 Arbeitsstunden notwendig. Da die Aufbringung nur alle drei Tage erfolgt, ist dies mit zwei LKWs zu bewerkstelligen. Die Anwendung nur auf Hauptverkehrsstraßen ist hingegen bereits mit einem LKW möglich.

In der KNA wird davon ausgegangen, dass der Klagenfurter Fuhrpark über die entsprechenden Trägerfahrzeuge verfügt und lediglich die Streuaufsätze anzukaufen sind. Die Kosten für den Umbau eines Streutellers belaufen sich auf etwa 8.500€, der zusätzliche Aufbau des Sprühbalkens 6.500 €. Für Szenario A fallen somit 17.000 €, für Szenario B 30.000 €, und für die restlichen Szenarien 15.000 € an einmaligen Anschaffungskosten an. All diese Kosten werden im ersten Jahr der Durchführung schlagend.

Laufende Anschaffungskosten

Laufende Anschaffungskosten entstehen der Stadt Klagenfurt durch den Erwerb von CMA. Falls Arbeitsgeräte angemietet werden würden, so wären diese ebenfalls als laufende Anschaffungskosten zu werten. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass sämtliche Gerätschaften vorhanden sind bzw. angekauft werden und somit keine Mietkosten entstehen.

Die laufenden Anschaffungskosten sind je nach Szenario sehr unterschiedlich. Da in den Szenarien jeweils ein unterschiedliches Ausmaß an behandelten Straßenkilometern, Konzentration und Aufbringungshäufigkeit gewählt wird, verändert sich die jährlich aufgebrauchte Menge. In Szenario E wird zusätzlich ein anderes Mittel gesprüht, welches zwar teurer ist, dessen Wirkung aber länger anhält. In Tabelle 11 ist dargestellt, welche Menge je Szenario jährlich benötigt wird, und wie sich dies auf die jährlichen Anschaffungskosten auswirkt.

Szenario	Menge CMA	Preis	Laufende Anschaffungskosten
A	2.700 t	516 €	1.393.200 €
B	900 t	516 €	464.400 €
C	394 t	516 €	203.304 €
D	197 t	516 €	101.652 €
E	98 t	876 €	85.848 €

Tabelle 11: Jährliche laufende Anschaffungskosten der Szenarien

Laufende Betriebskosten

Laufende Betriebskosten erwachsen der Stadt Klagenfurt aus den Ausgaben für die Fahrzeuge und andere Betriebsmittel. Zur Ermittlung dieser Kosten wird die interne Berechnungsgrundlage der Stadt Klagenfurt verwendet, in welcher angenommen wird, dass ein LKW mit CMA-Streuer pro Arbeitsstunde Kosten von 25 € verursacht.

Personalkosten

Personalkosten entstehen lediglich durch die Fahrer der CMA-Streiffahrzeuge. Auch für diese Berechnung wird die Berechnungsgrundlage der Stadt Klagenfurt herangezogen. Eine Personalstunde ist demgemäß mit 36 € pro Stunde zu verrechnen.

Verwaltungskosten

Nicht nur dem Personal, welches CMA aufträgt entsteht Arbeit. Andere Stellen müssen beispielsweise den Einkauf übernehmen, der Abteilungsleiter muss die Anwendung von CMA koordinieren etc. Hierdurch fallen der Stadt Klagenfurt zusätzliche Ausgaben an. Diese sind zwar nicht genau zu beziffern, es kann aber davon ausgegangen werden, dass im ersten Projektjahr ein besonders hoher Aufwand entsteht, während in den restlichen Jahren nur Standardprozeduren durchgeführt werden müssen. Als Schätzwerte werden daher ein einmaliger Verwaltungsaufwand im Wert von 5.000 € (etwa 140 Arbeitsstunden) im ersten Jahr und 1.000 € (etwa 28 Arbeitsstunden) in jedem Folgejahr verwendet.

Schäden an Beton, Asphalt und Bodenmarkierungen

CMA kann sich negativ auf die Abnutzung von Beton, Asphalt und Bodenmarkierungen auswirken. Bei einem internationalen Kongress, welcher im September 2011 in der Projektgemeinde Bruneck stattfand, berichtete ein Kongressteilnehmer davon, dass CMA die Bodenmarkierungen angegriffen hätte. Diese Beobachtung wurde aber in keiner der Projektgemeinden geteilt.

Wissenschaftliche Untersuchungen bestätigen jedoch, dass die Anwendung von CMA bereits in geringen Konzentrationen zu Schäden an Betonstrukturen führen kann.¹⁶¹ Auch Schäden an Asphalt stehen zu befürchten.¹⁶² Doch all diese Auswirkungen sind nicht genauer quantifiziert, was auch eine Monetarisierung unmöglich macht. Da keine klar quantifizierten Untersuchungen zu den chemischen Reaktionen von CMA mit Beton, Asphalt und Bodenmarkierungen zur Verfügung stehen, kann hierfür keine Bewertung vorgenommen werden.

Unfallkosten

Die Anwendung von CMA kann die Reibung an der Straßenoberfläche verringern, insbesondere direkt nach der Ausbringung, da die Anwendung in flüssiger Form geschieht. Im Rahmen des LIFE Projekts wurden umfassende Fahrversuche mit Brems- und Reibungstests vom Institut für Verkehrswissenschaften der TU Wien durchgeführt. Hierin wurde festgehalten, dass zwar ein Reibungsverlust messbar ist, dieser aber vergleichbar mit einer nassen Fahrbahn ist.¹⁶³ Um auf diesen Umstand hinzuweisen, wurden Hinweistafeln an den Teststrecken angebracht. Das Kuratorium für Verkehrssicherheit (KfV) hat in weitere Folge eine Unfallanalyse durchgeführt, um herauszufinden ob die Aufbringung von CMA zu einem veränderten Fahrverhalten oder Verkehrskonflikten führt. Durch die Kontrolle der einzelnen Unfallumstände und Abgleich mit den Streuprotokollen der Stadt Klagenfurt konnte kein Unfall mit Personenschaden auf einer der Teststrecken nachgewiesen werden.¹⁶⁴

All diese Gutachten beruhen jedoch auf einer CMA-Konzentration von 10g/m². In manchen der hier verwendeten Szenarien wird von einer CMA-Konzentration von 20g/m² ausgegangen, was prinzipiell zu höheren Reibungsverlusten führt. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass es in jenen Szenarien durch die CMA-Anwendung zu erhöhten Unfallzahlen kommt. Zusätzlich wurden in der Unfallanalyse des KfV (2011) lediglich Unfälle mit Personenschaden berücksichtigt, da Unfälle mit Sachschaden nur unzureichend dokumentiert waren. Es ist also

¹⁶¹ Cody et al (1996), Darwin et al (2007)

¹⁶² Ritthoff (2011, 7f)

¹⁶³ Kirchmaier (2009)

¹⁶⁴ KfV (2011)

durchaus möglich, dass die Anwendung von CMA Unfälle mit Sachschäden hervorruft. Auf Grund der mangelnden Datenlage sind diese jedoch nicht quantifizierbar und insofern auch nicht monetarisierbar. Diese Kosteneffekte können daher in der KNA nicht berücksichtigt werden.

Umweltkosten

Die Ausbringung von CMA könnte sich negativ auf die Umwelt auswirken. Insbesondere die Wirkungen auf Fauna und Flora, aber auch andere Effekte, beispielsweise auf das Klima könnten aus der Maßnahme resultieren. Tatsächlich ist CMA allerdings leicht biologisch abbaubar (70% sind nach 72 Stunden abgebaut)¹⁶⁵ und dient Mikroorganismen als Nahrung. Diese Mikroorganismen zersetzen CMA in CO₂ und Wasser, die direkten Effekte der Azetate sind daher nur von kurzer Dauer und räumlich stark begrenzt. Im Abbauprozess wird allerdings Sauerstoff verbraucht. Des Weiteren ist CMA weder für Pflanzen noch Menschen schädlich.¹⁶⁶ Im Rahmen des LIFE-CMA+ Projekts wurde zwar im Sinne eines „Life-Cycle-Assessments“ die Ökobilanz von CMA berechnet, doch die Ergebnisse lassen lediglich Vergleiche zwischen unterschiedlichen Enteisungsmitteln zu. Eine losgelöste Bewertung der negativen Effekte von CMA ist hingegen nicht möglich.

Schäden an privatem Eigentum

Abgesehen von den zuvor beschriebenen Kosten auf Straßen, Umwelt und Klima kann CMA auch negative Effekte an Privateigentum, insbesondere Autos, Fahrräder, Schuhe, etc. hervorrufen. Abgesehen von den ebenfalls bereits zuvor beschriebenen Auswirkungen auf Beton sind jedoch keine Effekte bekannt. Die Effekte können daher in der CMA nicht berücksichtigt werden.

¹⁶⁵ Nordisk Aluminat (2011, 4)

¹⁶⁶ Ritthoff (2011, 6)

Zusammenfassung der Kosten

Szenario		A	B	C	D	E
Öffentlicher Sektor	Einmalige Anschaffungskosten	17.000 €	30.000 €	15.000 €	15.000 €	15.000 €
	Laufende Anschaffungskosten	11.992.229 €	3.997.410 €	1.748.200 €	874.100 €	741.969 €
	Laufende Betriebskosten	484.182 €	484.182 €	105.875 €	105.875 €	52.937 €
	Personalkosten	697.223 €	697.223 €	152.459 €	152.459 €	76.230 €
	Verwaltungskosten	12.608 €	12.608 €	12.608 €	12.608 €	12.608 €
	Schäden an Asphalt, Bodenmarkierungen etc.	?	?	?	?	?
Privater Sektor	Unfallkosten	?	?	?	?	?
	Umweltkosten	?	?	?	?	?
	Schäden an privatem Eigentum	?	?	?	?	?
Summe		13.336.451 €	5.274.102 €	2.054.665 €	1.171.746 €	907.811 €

Tabelle 12: Summe der Kosten der CMA-Anwendung (Nettogegegenwartswerte)

5.1.2 Nutzen der CMA-Anwendung

Wie bereits in Kapitel 1.4 erläutert wurde, beruht die Nutzenberechnung auf einer Studie aus dem Jahr 2007. Aus dieser Studie ergaben sich die Feinstaubreduktionswerte, welche für die Nutzenberechnung von Szenario A herangezogen wurden. In den anderen Szenarien werden verschiedene Details der Anwendung verändert. Hierbei ist davon auszugehen, dass durch die Unterschiede in der Aufbringung je nach Szenario sich auch die Nutzen verändern. Nachfolgend wird erläutert, welche Annahmen der Nutzenberechnung zu Grunde liegen:

Konzentration

Die ursprüngliche Studie geht von einer CMA-Konzentration von 20 g/m² aus. Es hat sich gezeigt, dass nicht zuletzt aus Gründen der Verkehrssicherheit 10g/m² zu bevorzugen ist. Auf Grund der Messergebnisse der TU Graz wird angenommen, dass durch diese Reduktion der CMA-Konzentration sich die Feinstaubreduktion auf ¾ reduziert. Die Feinstaubreduktionswerte werden also mit 0,75 multipliziert. Dieser Wert ist als eine Abschätzung zu verstehen, es wird also eine zusätzliche Unsicherheit in das Ergebnis der jeweiligen Szenarien eingebracht.

Ausdehnung der Anwendung

In der ursprünglichen Studie wird davon ausgegangen, dass CMA auf dem gesamten Stadtgebiet aufgebracht wird. In den Szenarien C, D und E wird hingegen angenommen, dass lediglich die Hauptverkehrsstraßen mit CMA behandelt werden. Aus dem Verkehrsmodell der Stadt Klagenfurt wurde errechnet, dass etwa die Hälfte der Fahrten auf diese Hauptverkehrsstraßen entfällt. Man kann prinzipiell davon ausgehen, dass sich die Feinstaubreduktion ähnlich verhält. Da jedoch die Wiederaufwirbelung auch von der Fahrtgeschwindigkeit abhängt und gerade an

den Hauptverkehrsstraßen eine höhere Feinstaubbelastung herrscht, wird dieser Wert etwas nach oben angepasst. Die ursprünglichen Feinstaubreduktionswerte werden also mit 0,6 multipliziert um die Reduktion bei Anwendung auf Hauptverkehrsstraßen anzunähern.

Aufbringtechnik

In dem LIFE Projekt CMA+ wurden die Restmengen von CMA auf der Straße gemessen. Dabei zeigte sich, dass auf der Fahrspur, also dort wo die Reifen der Autos die Straße berühren, CMA schnell „verbraucht“ war, während auf den unbefahrenen Teilen der Straße noch beträchtliche Restmengen vorhanden waren. Daraufhin wurde ein Sprühbalken entwickelt, mit welchem die Nachbehandlung lediglich auf der Fahrspur erfolgt. An Stelle einer Straßenbreite von 3 Metern wird so nur 1 Meter behandelt. Die Messungen legen nahe, dass die Wirkungen dennoch gleich groß bleiben. Die Nutzeneffekte werden somit nicht verändert.

Kaliumformiat

Im Winter 2011/2012 wurde auch eine 50:50 Mischung aus CMA und Kaliumformiat (KF) eingesetzt. Unter Laborbedingungen erzielt diese Mischung bessere Wirkungen als CMA sowohl hinsichtlich der Effektivität als auch der Wirkungsdauer. Diese Mischung ist zwar teurer, doch wird sie nur halb so oft aufgebracht, womit insgesamt Kosten eingespart werden können. Die Effekte auf der Wirkungsseite sind weniger deutlich. Insgesamt deuten die Messergebnisse darauf hin, dass die Reduktionseffekte gleich bleiben. Daher werden auch in der vorliegenden KNA die Nutzeneffekte nicht weiter verändert. Um die so entstehende Unsicherheit zu reduzieren, wären jedoch weitere Messkampagnen notwendig.

Zusammenfassung der Nutzen

Die Nutzeneffekte, welche gemäß der in Kapitel 4.3 beschriebenen Methoden berechnet wurden, sind in *... nur in Sensitivitätsanalyse berücksichtigt

Tabelle 13 dargestellt.

Szenario		A	B	C	D	E
Feinstaubreduktion	Mortalität	1.292.090 €	969.264 €	775.506 €	581.700 €	581.700 €
	Chronische Bronchitis	1.672.574 €	1.254.430 €	1.003.544 €	752.658 €	752.658 €
	Notfallaufnahme Herzkrankheiten	4.071 €	3.054 €	2.443 €	1.832 €	1.832 €
	Notfallaufnahme Atemwegerkrankungen	6.595 €	4.946 €	3.957 €	2.968 €	2.968 €
	Arztbesuch Asthma*	1.672 €*	1.254 €*	1.003 €*	753 €*	753 €*
	Arztbesuch Erkrankung der oberen Atemwege*	12.513 €*	9.384 €*	7.508 €*	5.631 €*	5.631 €*
	Tage beschränkter Aktivität	183.686 €	137.764 €	110.212 €	82.659 €	82.659 €
	Krankenstandstage	117.988 €	88.491 €	70.793 €	53.095 €	53.095 €
	Tage geringer beschränkter Aktivität	107.911 €	80.933 €	64.746 €	48.560 €	48.560 €
	Medikamentenbenutzung	1.700 €	1.275 €	1.020 €	765 €	765 €
	Erkrankungen der unteren Atemwege	866.022 €	649.516 €	519.613 €	389.710 €	389.710 €
	Sichtverbesserung	72.295 €	54.224 €	43.381 €	32.537 €	32.537 €
	Klimafolgen	?	?	?	?	?
	Ökologische Effekte	8.608 €	8.608 €	5.165 €	3.873 €	3.873 €
	Materialabnutzung	?	?	?	?	?
Weniger NaCl	Geringere öffentliche Kosten für NaCl	?	?	?	?	?
	Vermiedene Schäden an privatem Eigentum	?	?	?	?	?
	Umweltfolgen	?	?	?	?	?
	Summe	4.347.724 €	3.260.993 €	2.608.891 €	1.956.395 €	1.956.740 €
	Summe ohne Arztbesuche	4.333.539 €	3.250.355 €	2.600.380 €	1.950.357 €	1.950.357 €

*... nur in Sensitivitätsanalyse berücksichtigt

Tabelle 13: Summe der Nutzen der CMA-Anwendung (Nettoglegenwartswerte)

5.2 Ergebnisse Basisfall

Gemäß den oben angeführten Kosten und Nutzen ergeben sich Nettoglegenwartswerte (NGWs) wie in Tabelle 14 angeführt. Es ist deutlich zu sehen, dass durch die jeweils andere Anwendung von CMA die Kosten sehr stark gesenkt werden können, während die Nutzen in geringerem Ausmaß abnehmen. Während Szenario A & B noch ein deutlich negatives Ergebnis liefern, ist dieses in den Szenarien C, D und E positiv. Den größten NGW ergibt Szenario E. Dies ist nicht sonderlich überraschend, da dies auf Effizienzsteigerungen beruht, welche mit dem LIFE-CMA+

Projekt explizit angestrebt waren. Mit jeder zusätzlichen Annahme steigt jedoch auch die Unsicherheit, mit welcher die KNA behaftet ist, da insbesondere die Nutzenänderungen nicht eindeutig belegt sind, sondern nur auf Basis der Messergebnisse abgeschätzt wurden.

	A	B	C	D	E
Nutzen	4.333.539 €	3.250.355 €	2.600.380 €	1.950.357 €	1.950.357 €
Kosten	13.203.242 €	5.221.422 €	2.034.142 €	1.160.042 €	898.743 €
NGW	-8.869.702 €	-1.971.068 €	566.238 €	790.315 €	1.051.614 €

Tabelle 14: Zusammenfassung der Kosten, Nutzen und Nettogegenwartswerte der Szenarien

Diese Ergebnisse stellen nur einen Basisfall dar, welcher auf den zuvor beschriebenen Annahmen und Parametern beruht. Insofern sind diese Ergebnisse für sich alleine nur bedingt aussagekräftig. Es bedarf einer umfassenden Sensitivitätsanalyse, nur vor deren Hintergrund können die Ergebnisse sinnvoll interpretiert werden.

5.3 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Wie bereits zuvor erwähnt, ist die Sensitivitätsanalyse von großer Bedeutung, um die Ergebnisse der KNA sinnvoll interpretieren zu können. Im Laufe der gesamten Analyse werden unterschiedliche Annahmen getroffen, welche das Ergebnis selbstverständlich beträchtlich beeinflussen. In der Sensitivitätsanalyse wird daher untersucht, wie sich das Ergebnis verändert, wenn die Eingangsvariablen variiert werden. So kann erkannt werden wie robust die Ergebnisse sind und welche Parameter den größten Einfluss auf die Ergebnisse haben.

Inklusion von Arztbesuchen

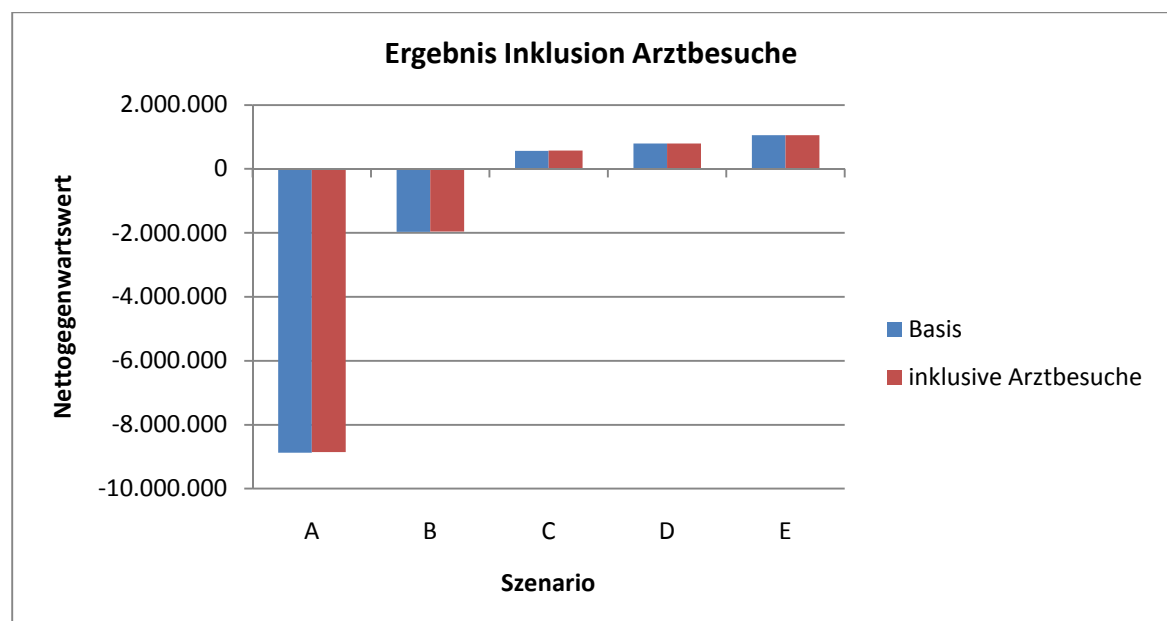


Abbildung 16: Ergebnis der Inklusion von Arztbesuchen

Gemäß der CAFE Methodologie werden Nutzeneffekte, welche durch weniger Arztbesuche entstehen, im Basisfall nicht berücksichtigt. Hier wird dargestellt wie sich die Ergebnisse verändern, wenn diese inkludiert werden. In Abbildung 16 sind die jeweiligen Ergebnisse graphisch dargestellt. Es ist deutlich ersichtlich, dass sich die Ergebnisse nur minimal verändern, die Arztbesuche also keinen entscheidenden Einfluss auf die Robustheit der Ergebnisse haben.

Diskontierungsrate

Wie in Abbildung 17 zu sehen ist, ergeben sich keine nennenswerten Effekte bei der Variation der Diskontierungsrate. Dies liegt daran, dass bei dieser Maßnahme keine besonders großen Initialkosten anfallen, welche durch späteren Nutzen „amortisiert“ werden müssen. Ganz im Gegenteil ändern sich die NGWs jedes Jahr nur wenig, wodurch es von geringer Bedeutung ist, wie stark zukünftige Effekte abdiskontiert werden. Insofern sind die Ergebnisse sehr robust in Bezug auf die Diskontierungsrate.

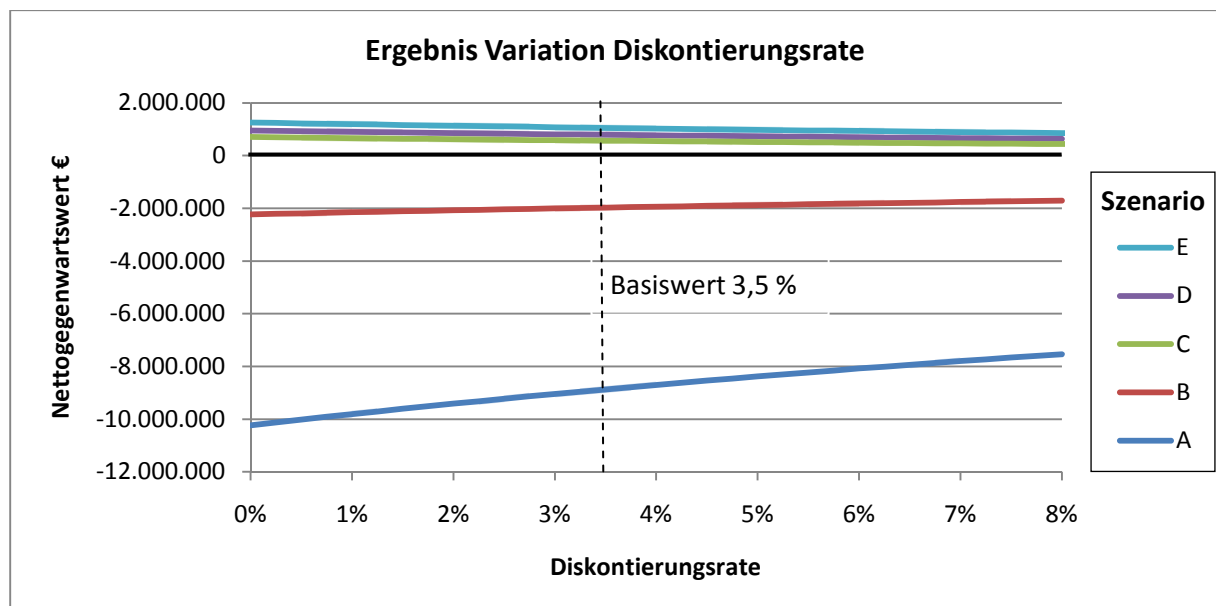


Abbildung 17: Ergebnis der Variation der Diskontierungsrate

Wert eines statistischen Lebensjahres

Wie in Kapitel 4.4.1 beschrieben wurde, ist die Bewertung von Mortalitätsveränderungen ein wichtiger Teil dieser KNA. Weder in der Fachliteratur, noch unter den unterschiedlichen nationalen Institutionen herrscht Konsens darüber, wie diese Bewertung zu erfolgen hat. Im Basisfall wurde der Wert eines statistischen Lebensjahres (VSLY) mit 65.000 € festgelegt. Je nach Studie und Kontext gibt es hier abweichende Werte. Wie sich das Ergebnis der KNA ändert, wenn dieser Wert variiert wird, ist in Abbildung 18 dargestellt. Falls ein niedrigerer VSLY-Wert gewählt wird, ändert sich die Reihung der Szenarien nicht. Ab einem VSLY-Wert von 17.500 €

wird jedoch Szenario C negativ. Da dies unter dem niedrigsten VSLY-Wert von Desaignes et al (2011) liegt, scheint dies jedoch nicht relevant zu sein.

Bei einer Erhöhung des VSLY Wert lassen sich mehrere Effekte beobachten: Ab einem VSLY-Wert von etwa 200.000 € wird auch Szenario B positiv. Auch in der Reihung der Szenarien gibt es Veränderungen: Szenario C gibt ab einem VSLY-Wert von 140.000 € bereits bessere Ergebnisse als Szenario D, ab einem VSLY-Wert von 230.000 € ist der NGW auch höher als jener von Szenario E. Dies ist relevant, da diese Werte noch unterhalb jenem der US EPA liegen. Es zeigt sich also, dass die Ergebnisse insbesondere bei einer Erhöhung des VSLY nicht sonderlich robust sind.

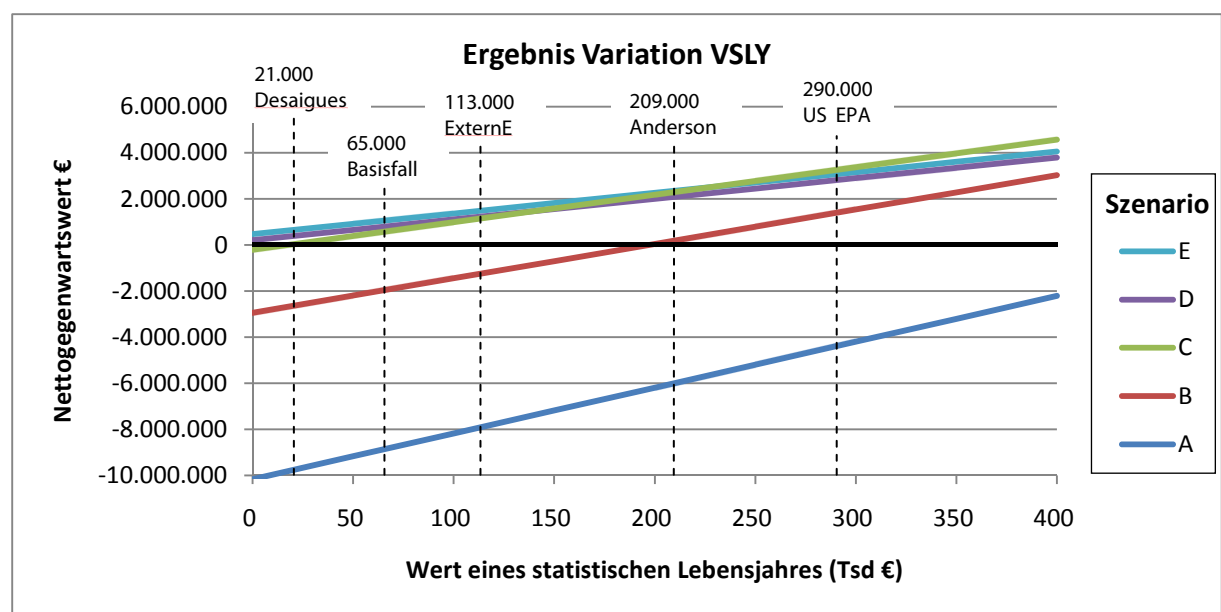


Abbildung 18: Ergebnis der Variation des Wert eines statistischen Lebensjahres

Gesundheitseffekte

Die Berechnung der Gesundheitseffekte der Feinstaubreduktion beruht auf einer Vielzahl von Annahmen und ist daher mit einer Reihe von Unsicherheiten behaftet. Falls die Gesundheitseffekte kleiner sein sollten als angenommen, ändert sich das Ergebnis wie folgt: Szenario C wird bei einer Reduktion der Effekte um 22 % negativ, Szenario D ab 41 % und Szenario E weist ab 55 % niedrigeren Gesundheitseffekten einen negativen NGW auf. Die Reihung der Szenarien bleibt bei niedrigeren Gesundheitseffekten aber unbeeinflusst. Sollten die Gesundheitseffekte um mehr als 62 % höher sein als in dem Basisfall, so kann Szenario B positiv werden. Bis zu einer Erhöhung der Effekte um 220 % bleibt deren NGW allerdings kleiner als jene der Szenarien C, D und E. Auch die Reihung dieser Szenarien ändert sich bei einer Erhöhung der Gesundheitseffekte: Ab 35 %, bzw. 75 % erhöhten Effekten ist Szenario C besser als Szenario D,

bzw. Szenario E. Auch auf die Variation der Gesundheitseffekte reagieren die Ergebnisse der KNA also relativ sensibel.

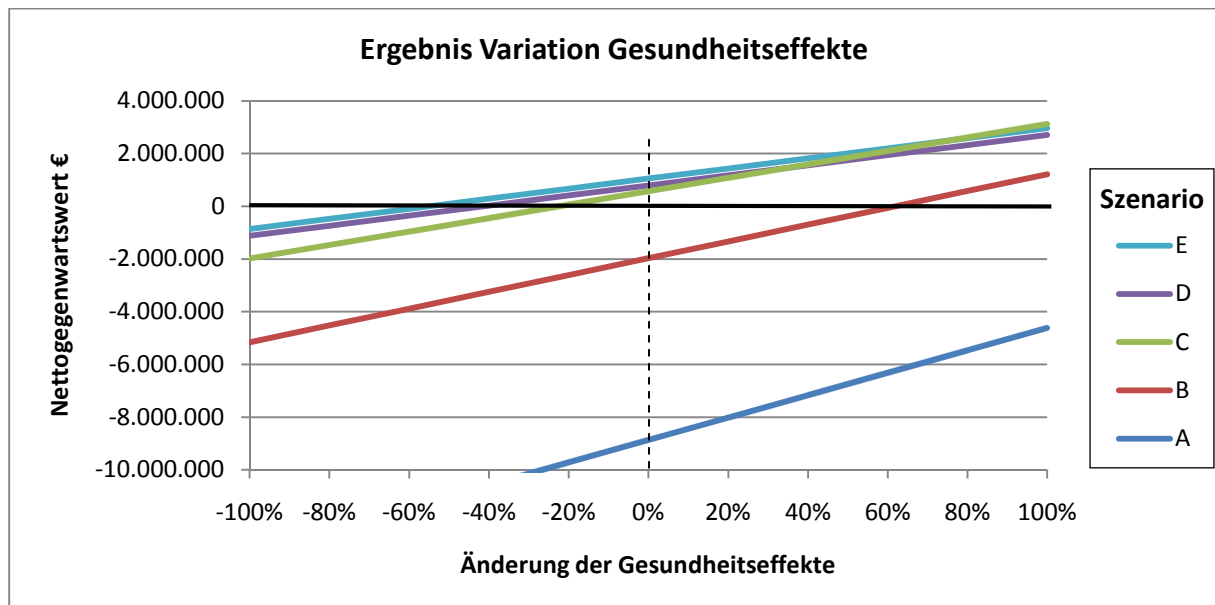


Abbildung 19: Ergebnis der Variation der Gesundheitseffekte

Umrechnung PM_{10} zu $PM_{2,5}$

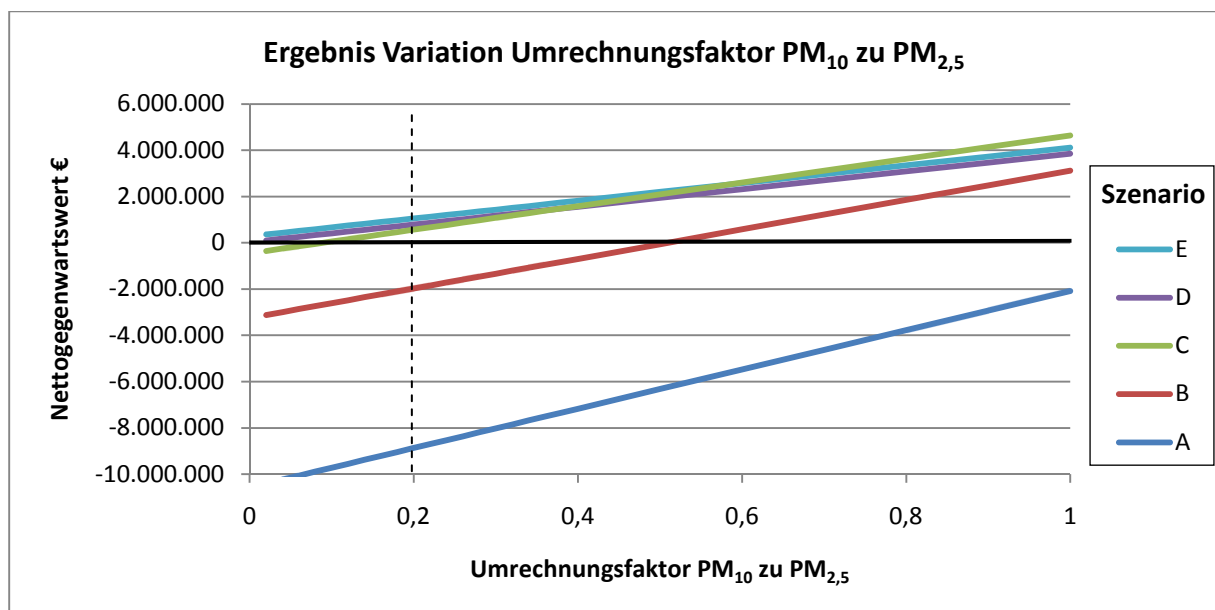


Abbildung 20: Ergebnis der Variation der Umrechnungsfaktoren von PM_{10} zu $PM_{2,5}$

Im Rahmen der KNA müssen teilweise Werte von PM_{10} zu $PM_{2,5}$ umgerechnet werden. Dies ist wichtig, da die kleineren Partikel durch die CMA-Anwendung nur weniger stark reduziert werden als die groben Fraktionen. Im Basisfall wird daher ein Umrechnungsfaktor von 0,2 verwendet.

Wie sich eine Variation dieses Wertes auf das Ergebnis der KNA auswirken würde, ist in Abbildung 20 dargestellt.

Falls ein niedrigerer Umrechnungsfaktor gewählt wird, ändert sich nichts an der Rangordnung der Szenarien, doch Szenario C wird ab einem Faktor von etwa 0,1 negativ. Eine Erhöhung des Faktors auf mehr als 0,5 hat zur Folge, dass Szenario B positiv wird. Ab einem Faktor von 0,4 bzw. 0,6 hat Szenario C einen höheren NGW als Szenario D, bzw. Szenario E. Zwischen 0,1 und 0,4 ist das Ergebnis somit robust. Größere Abweichungen sind zwar nicht wahrscheinlich, würden aber zu den erwähnten Veränderungen führen.

Verzögerte Wirkung der Effekte

In der bisherigen Analyse wurde angenommen, dass die Wirkungen der Feinstaubreduktion unmittelbar wirksam werden. Es könnte jedoch auch sein, dass die Gesundheitswirkungen erst langsam ihre Wirkung entfalten. Rösli et al (2005, 1032) haben in einer Schweizer Studie errechnet, wann die jeweiligen Effekte wirksam werden. Dies ist in Abbildung 21 grafisch dargestellt. Wenn die Risikoveränderungen dementsprechend angepasst werden, verändert sich logischerweise auch das Ergebnis der Analyse. Wie in Abbildung 22 zu erkennen ist, verringern sich die NGWs der Szenarien, es kommt aber zu keiner Veränderung des Vorzeichens oder der Rangfolge.

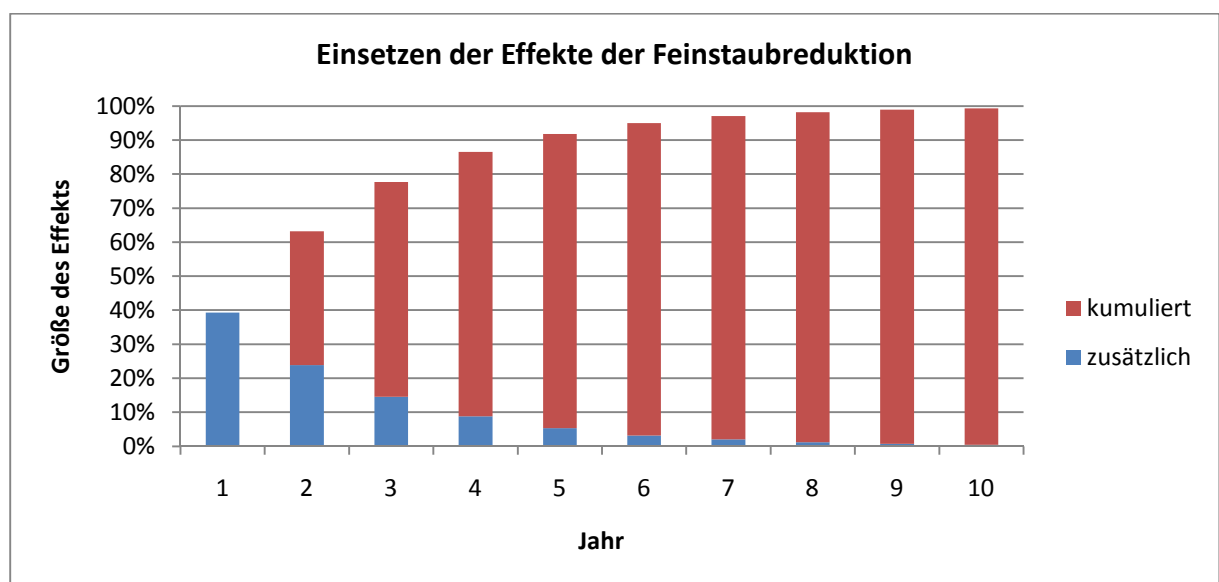


Abbildung 21: Graduelles Einsetzen der Effekte der Feinstaubreduktion; Quelle: Rösli et al (2005)

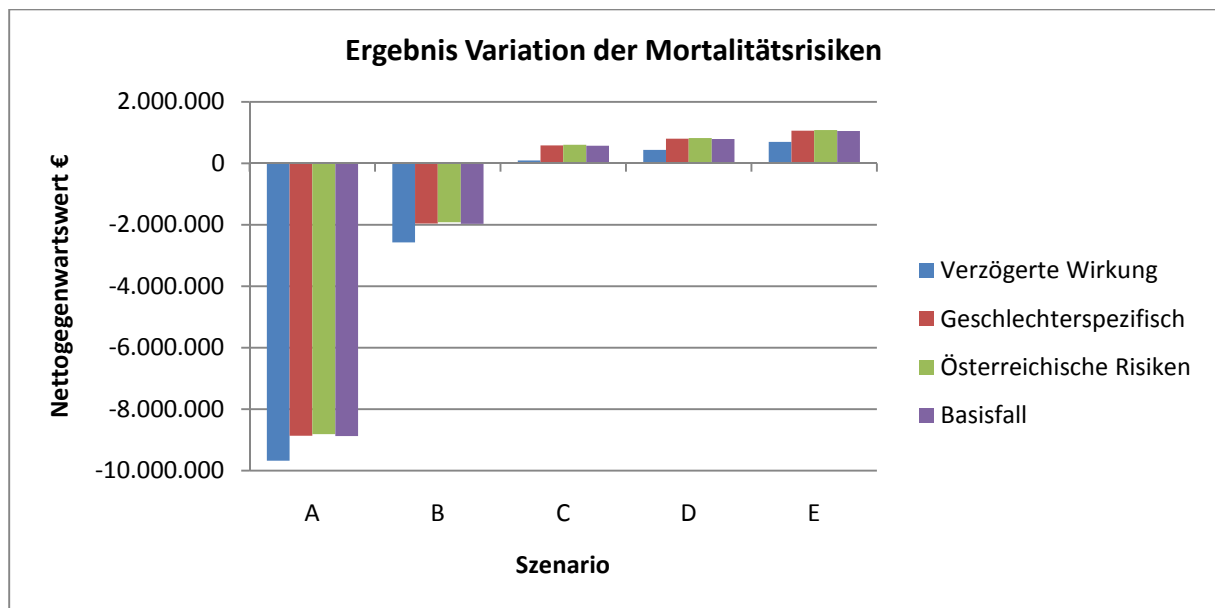


Abbildung 22: Ergebnis der Variation der Mortalitätsrisiken

Variationen der Mortalitätsrisiken

Bereits der Annahme, dass Wirkungen erst versetzt eintreten, liegt eine Veränderung der Mortalitätsrisiken zu Grunde. Wie bereits im Text erwähnt, können diese auch anders angepasst werden. Im Basisfall wurden die durchschnittlichen Mortalitätsrisiken beider Geschlechter an Hand der Bevölkerungs- und Sterbedaten von 2009 & 2010 in Klagenfurt errechnet und verwendet. Um sicherzustellen, dass es durch die Verwendung von geschlechterspezifischen Mortalitätsrisiken zu keiner signifikanten Verzerrung kommt, wurde eine separate Berechnung erstellt, in welcher die Mortalitätsveränderungen von Männern und Frauen getrennt berechnet wurden. Es lassen sich aber nur minimale Abweichungen zum Basisfall erkennen. Es könnte auch sein, dass durch die geringe Bevölkerung die Klagenfurter Mortalitätsrisiken verzerrt berechnet wurden. Um dies zu überprüfen, wurde die Analyse auch mit den gesamtösterreichischen Mortalitätsrisiken durchgeführt. Auch hier sind keine signifikanten Abweichungen festzustellen.

Preis CMA

In manchen Szenarien sind die laufenden Anschaffungskosten für CMA der größte Kostenfaktor. Daher liegt es nahe zu überprüfen wie sehr die Ergebnisse der KNA vom Preis von CMA abhängen. In Zukunft kann sich der Preis in mehrere Richtungen verändern. Es wäre möglich, dass durch Verbesserungen im Produktionsprozess oder durch Mengenvorteile, welche bei einer Ausweitung der CMA-Produktion entstehen würden, der Preis von CMA sinken könnte. Wie in Abbildung 23 ersichtlich ist, müsste der Preis von CMA jedoch zumindest um die Hälfte fallen, damit Szenario B positiv würde. Ab solch einer starken Preisänderung hätte Szenario C den höchsten NGW, bereits ab einer Preisänderung von minus 25 Prozent wäre es Szenario D

vorzuziehen. Steigende Rohstoff- oder Energiepreise würden hingegen auch den Preis von CMA erhöhen. Ab einer Preissteigerung um ein Drittel wäre Szenario C negativ zu beurteilen. Die anderen Szenarien bleiben hingegen bis hin zu relativ großen Preisänderungen positiv.

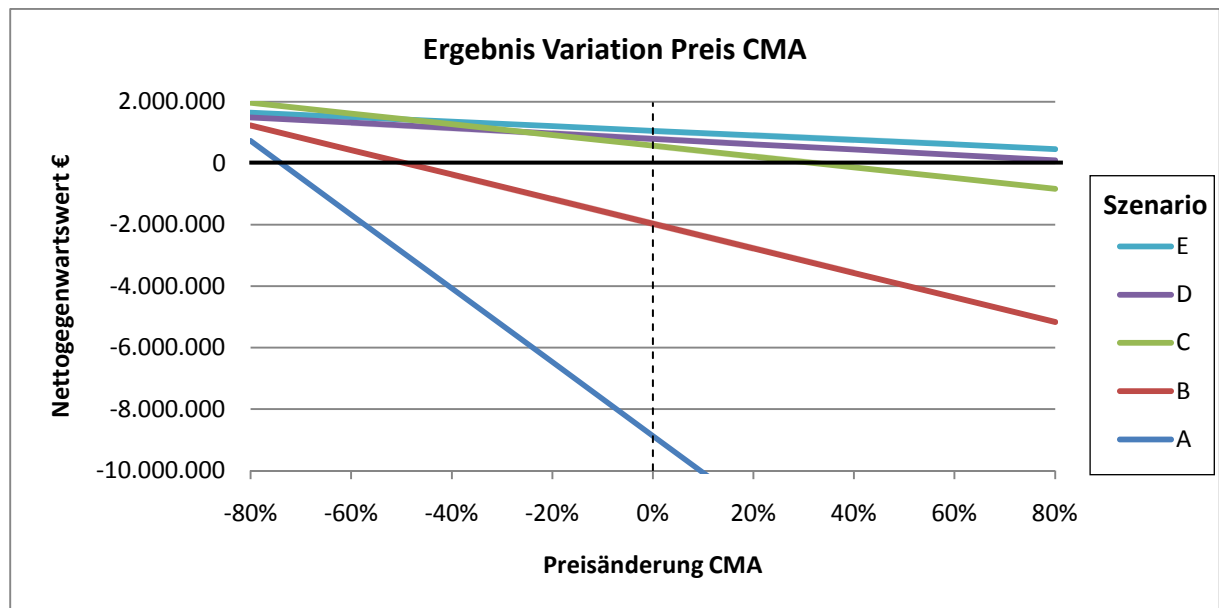


Abbildung 23: Ergebnis der Variation des Preis von CMA (bzw. CMA/KF)

Alternative Bewertung Chronische Bronchitis

In der verwendeten CAFE-Methodologie wurden zwei unterschiedliche Berechnungsgrundlagen für die Ermittlung der Auswirkungen der Feinstaubreduktion auf Chronische Bronchitis ermittelt. Bei der niedrigeren Wirkungsfunktion wird davon ausgegangen, dass pro $10 \text{ g/m}^3 \text{ PM}_{10}$ 26,5 neue Fälle chronischer Bronchitis pro 100.000 Personen auftreten. Diese wird im Basisfall verwendet. Bei der höheren Wirkungsfunktion, welche für die Sensitivitätsanalyse vorgeschlagen wird, wird hingegen davon ausgegangen, dass pro $10 \text{ g/m}^3 \text{ PM}_{2,5}$ 53,3 neue Fälle chronischer Bronchitis pro 100.000 Personen auftreten. Dies sind zwar doppelt so viele neue Fälle, doch beziehen sich die beiden Wirkungsfunktionen jeweils auf unterschiedliche Feinstaubklassen. Durch die Umrechnung von PM_{10} zu $\text{PM}_{2,5}$ welche in der KNA vorgenommen wird, würde die höhere Wirkungsfunktion somit dennoch niedrigere Ergebnisse liefern. Um diese Variante trotzdem sinnvoll in die Sensitivitätsanalyse einfließen zu lassen, wurde mit der alternativen Wirkungsfunktion gerechnet und gleichzeitig ermittelt, wie sich eine andere Umrechnung von PM_{10} auf $\text{PM}_{2,5}$ auf das Ergebnis auswirken würde.

Abbildung 24 zeigt, dass die NGW der einzelnen Szenarien beim bisherigen Umrechnungsfaktor von 0,2 kleiner werden, Szenario C wäre sogar leicht negativ. Sollte jedoch ein größerer Umrechnungsfaktor gewählt werden, würden die NGW schnell steigen. Ab 0,5 wäre sogar

Szenario B positiv. Ab 0,4 ist Szenario C besser als Szenario D, ab 0,55 auch besser als Szenario E. Da nicht genau bekannt ist, wie stark die feine Fraktion durch CMA reduziert wird, bringt diese Variation insgesamt wenige neue Erkenntnisse.

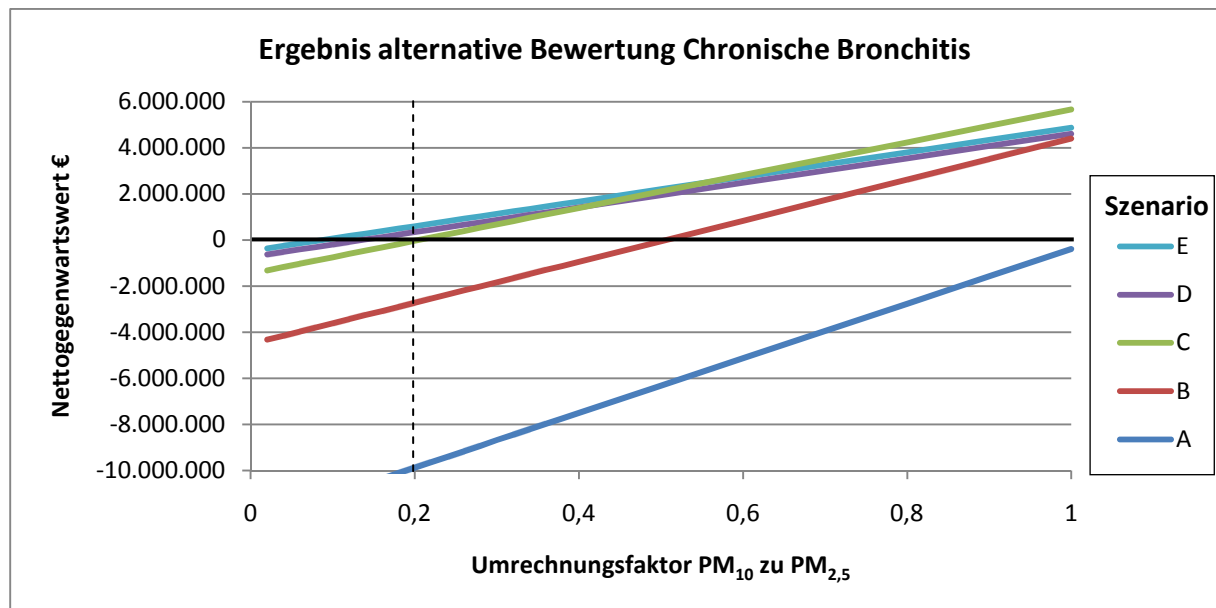


Abbildung 24: Ergebnis der alternativen Bewertung von chronischer Bronchitis

Vergleich mit Werten aus RVS

In den Richtlinien und Vorschriften für das Straßenwesen (RVS)¹⁶⁷ sind ebenfalls Werte für die Durchführung von KNAs bei Straßenbauprojekten in Österreich angegeben. Diese Werte wurden jedoch in dieser KNA nicht berücksichtigt, da sie sich nicht mit dem Wirkungspfadmodell in Einklang bringen lassen. Während im Wirkungspfadmodell (vgl. Kapitel 0) die physischen Auswirkungen auf Basis der Immissionen berechnet werden, werden in der RVS direkt die emittierten Tonnen von Feinstaub bewertet. Es wird unterschieden zwischen PM₁₀ und PM_{2,5} und ob diese in bebautem oder unbebautem Gebiet emittiert werden. In Tabelle 15 sind die sich so ergebenden Schadstoffkostensätze aufgeführt.

Schadstoffart	in unbebautem Gebiet	in bebautem Gebiet
PM ₁₀ (Abrieb und Ruß)	30.000 €/t	100.000 €/t
PM _{2,5} (Ruß)	80.000 €/t	300.000 €/t

Tabelle 15: Schadstoffkostensätze in RVS (Preisbasis 2009); Quelle: FSV (2010, 26)

Schadstoffbelastung im Allgemeinen und Feinstaub im Speziellen, stellen nur einen von vielen Faktoren in KNAs von Straßenbauprojekten dar. Daher ist nachvollziehbar, wieso diese vereinfachte Variante gewählt wird, anstatt eine umfassendere Wirkungsanalyse durchzuführen.

¹⁶⁷ FSV (2010)

Für die vorliegende KNA, in welcher die Feinstaubreduktion der einzige Nutzenparameter ist, wäre dieser Ansatz jedoch zu kurz gegriffen. Trotzdem sollen an dieser Stelle die Ergebnisse der RVS als Vergleichswerte angeführt werden. Dies ist nicht Teil der Sensitivitätsanalyse im eigentlichen Sinn, da nicht die Parameter des Basisfalls variiert werden, sondern ein grundlegend anderer Bewertungsansatz verwendet wird. Somit können zwar keine Aussagen über die Robustheit der vorliegenden KNA getroffen werden, dennoch ist der Vergleich interessant.

Wie in Tabelle 16 zu sehen ist, würden sich die Ergebnisse beträchtlich verändern, wenn die Werte aus der RVS für die KNA als Nutzenkomponente herangezogen wären. In allen Szenarien wären die jährlichen Nutzen deutlich höher. Das wirkt sich auch auf die Rangfolge der Ergebnisse aus. Szenario C weist nun den höchsten NGW auf, während sich Szenario E nur noch an zweiter Stelle wiederfindet. Szenarien A und B verbessern sich stark. Auch wenn Szenario B weiterhin an vierter Stelle bleibt, liegt es dennoch nur noch knapp hinter Szenario D zurück.

	Reduktion PM₁₀	Nutzen	NGW
A	14,26 t / Jahr	1.426.000 € / Jahr	-1.061.890 €
B	10,7 t / Jahr	1.069.500 € / Jahr	3.931.818 €
C	8,56 t / Jahr	855.600 € / Jahr	5.310.072 €
D	6,42 t / Jahr	641.700 € / Jahr	4.351.807 €
E	6,42 t / Jahr	641.700 € / Jahr	4.615.741 €

Tabelle 16: Ergebnisse bei Berechnung mit RVS-Werten

Die Methodik der RVS berücksichtigt keinerlei regionale Spezifika von Klagenfurt wie der Bevölkerungsverteilung, wo Feinstaub entsteht und wie er sich ausbreitet. Die Reduktion der Immissionen wird in keine Relation zu einer anderen Größe gesetzt, außer den Kosten welche entstehen um diese Reduktion hervorzurufen. Aus der Perspektive des Autors greift die Methode daher zu kurz und erlaubt keinen Rückschluss auf die Qualität der Ergebnisse welche zuvor präsentiert wurden. Doch soll darauf hingewiesen werden, dass offensichtlich bei einer anderen Berechnungsmethode die Anwendung der höheren CMA-Konzentration bessere Ergebnisse liefern würde.

Eventuell würden diese jedoch von zusätzlichen Unfallkosten wieder reduziert werden. Die RVS sieht beispielsweise für eine getötete Person, Kosten von fast 3 Mio. € vor, ein Schwerverletzter führt zu Kosten von etwa 350.000 €, ein Leichtverletzter zu Kosten von 25.000 €. Sachschäden von fast 90.000 € wären pro Unfall ebenfalls zu berücksichtigen. Sollte CMA in der erhöhten Konzentration also tatsächlich die Verkehrssicherheit reduzieren, wäre es mit diesen Werten naheliegend, dass sich der NGW von Szenarien A und C beträchtlich reduzieren könnte.

5.4 Unsicherheiten und Beschränkungen der Kosten-Nutzen-Analyse

Unsicherheiten

Die Kosten der öffentlichen Hand sind klar belegt. Auf Grund der Testanwendungen im Rahmen des LIFE-CMA+ Projekts sind Erfahrungswerte vorhanden, insofern besteht hier große Sicherheit in den Ergebnissen. Es ist jedoch fraglich, ob Umwelt- bzw. Unfallkosten oder Schäden an privatem Eigentum auftreten können. Nach dem momentanen Kenntnisstand ist dies unwahrscheinlich, sämtliche Studien und Tests, welche im Rahmen des LIFE-CMA+ Projekts durchgeführt werden, belegen dies. Dennoch soll festgehalten werden, dass neue Erkenntnisse das Ergebnis deutlich verändern könnten. Insbesondere bei der Anwendung in der Konzentration von 20 g/m² ist es möglich, dass Unfallkosten entstehen.

Wie in Kapitel 1.4 beschrieben, beruht die Analyse auf einer Studie aus dem Jahr 2007. Diese liefert Daten über die Feinstaubreduktion in Szenario A. Für sämtliche anderen Szenarien wurden diese Daten gemäß der Messergebnisse verändert. Auch wenn die Faktoren, welche hier zur Anwendung gekommen sind, durch Messergebnisse abgesichert sind, handelt es sich immer noch um Schätzwerte. Desto mehr Faktoren verändert werden, desto größer wird daher auch die Unsicherheit. Während also die Feinstaubreduktionen von Szenario A nur geringe Unsicherheit aufweisen, weist Szenario E bereits große Unsicherheiten auf. Hier wäre es wünschenswert mit den aktuellen Messergebnissen eine Ausbreitungsrechnung durchzuführen um diese Ergebnisse zu kontrollieren. Insbesondere die Anwendung der CMA/KF-Mischung lässt weitere Kosteneinsparungen zu. Ob der Nutzen jedoch tatsächlich gleich bleibt ist unsicher. Hier wären gezielte Messkampagnen notwendig um die Nutzendifferenzen zu ermitteln.

Eine weitere bedeutende Unsicherheit ist das Ausmaß der Gesundheitseffekte, welche durch die Feinstaubreduktion entstehen. Wie in Kapitel 4.2 erläutert wurde, ist Feinstaub ein heterogenes Gemisch aus Teilchen und kann dementsprechend unterschiedliche Gesundheitswirkungen hervorrufen. Die Anwendung von CMA reduziert die Wiederaufwirbelung von Straßenaub und somit eine spezielle Art von Feinstaub. Messergebnisse zeigen, dass insbesondere grobe Partikel stärker reduziert werden als feine oder ultrafeine Partikel. Auch entstammen diese Partikel im Normalfall nicht aus Verbrennungsprozessen. All diese Tatsachen deuten darauf hin, dass die Gesundheitseffekte geringer sein könnten, als jene Studien, welche der KNA zu Grunde liegen annehmen. Hier können neue Erkenntnisse über die Toxizität von Straßenaub neue Erkenntnisse bringen, welche die Ergebnisse evt. verändern können. Wie in der Sensitivitätsanalyse gezeigt wurde, würde eine Reduktion der Gesundheitseffekte um 55% dazu führen, dass sämtliche Szenarien negativ wären.

CMA wurde ursprünglich als Enteisungsmittel entwickelt und kann prinzipiell als Ersatz für NaCl verwendet werden. Da die Verwendung von Streusalz Schäden an Materialien, Flora und Fauna mit sich bringt, würde die Substitution von NaCl durch CMA zusätzliche Nutzeneffekte nach sich ziehen. Es wurde bereits erläutert, dass dies momentan nicht geschieht, da bei extremen Temperaturen die Wirkung von CMA nicht ausreichend ist und bei Unfällen Regressforderungen auf die Stadtgemeinde Klagenfurt zukommen könnten. Die CMA/KF Mischung verbessert jedoch die Auftauwirkung, so könnte nach einer Klärung der Haftungsfrage evt. künftig der Einsatz von NaCl reduziert werden. In diesem Fall müsste das Ergebnis der KNA entsprechend nach oben korrigiert werden.

Die Sensitivitätsanalyse hat auch deutlich gemacht, dass bei sämtlichen Parametervariationen, welche die Nutzen größer werden lassen, Szenario C ab einem gewissen Wert einen höheren NGWs als die anderen Szenarien aufweist. Es könnte also sein, dass die höhere CMA-Konzentration von 20 g/m³ eigentlich bessere Ergebnisse liefert. Doch ist diese höhere Konzentration mit Problemen der Verkehrssicherheit behaftet. Falls diese sich jedoch, beispielsweise durch die Verwendung der CMA/KF-Mischung, beseitigen ließen, könnte sich bei neuen Erkenntnissen die höhere Konzentration als effektiver erweisen. Nach derzeitigem Wissensstand wird aber davon ausgegangen, dass die Anwendung von CMA/KF auf Hauptverkehrsstraßen mittels Streuteller und Sprühbalken in einer Konzentration von 10 g/m³ die beste der untersuchten Varianten ist.

Beschränkungen

Die vorliegende KNA basiert auf Messergebnissen und anderen Daten, welche nur für den spezifischen Klagenfurter Kontext gültig sind. Dementsprechend sind auch die Resultate der KNA nur für den spezifischen Klagenfurter Fall valid. In anderen Städten können andere klimatische Rahmenbedingungen vorherrschen, die Bevölkerung anders verteilt bzw. konzentriert sein, andere Quellen von Feinstaub von Bedeutung sein, etc. All diese Faktoren würden zu anderen Ergebnissen der CMA-Anwendung in den jeweiligen Städten führen. Auch wenn die vorliegende KNA daher richtungsweisend interpretiert werden kann, sind deren Ergebnisse nicht in dieser Form auf andere Städte umlegbar.

Es soll auch noch einmal darauf hingewiesen werden, dass in der KNA kein Vergleich mit möglichen anderen Feinstaubreduktionsmaßnahmen statt findet. Die Ergebnisse geben somit nur Aufschluss darüber, ob die Anwendung von CMA in Klagenfurt ökonomisch argumentierbar ist oder nicht. Es ist jedoch durchaus möglich, dass eine andere Maßnahme dieser vorzuziehen

wäre, wenn diese effizienter wäre. Um dies zu entscheiden wäre aber eine weitere Analyse erforderlich.

In der gesamten Analyse wird implizit davon ausgegangen, dass die Rahmenbedingungen stabil bleiben. Solche Rahmenbedingungen sind Einflussfaktoren wie beispielsweise die Verkehrsbelastung in Klagenfurt, die Grundbelastung durch Feinstaub, oder auch die Mortalitätsrisiken der Bevölkerung. Externe Schocks, welche diese Werte grundlegend verändern, würden auch die Ergebnisse der KNA dementsprechend verändern.

Schließlich hat die KNA an sich Beschränkungen, welche auch auf die vorliegende Analyse zutreffen. Die Bewertung der Maßnahme erfolgt immer aus gesamtgesellschaftlicher Sicht, es ist also irrelevant wem die Kosten anfallen und wer die Vorteile der Nutzen trägt. Gemäß dem Kaldor-Hicks-Kriterium ist lediglich relevant, dass die Summe positiv ist, also durch Umverteilung alle besser gestellt werden könnten. Nun verhält es sich bei der Anwendung von CMA so, dass sämtliche Kosten der Stadt Klagenfurt anfallen, während die Nutzeneffekte entweder den Individuen erwachsen oder auch Krankenkassen geringere Kosten haben werden.

Die Wiederaufwirbelung von Feinstaub ist ein externer Effekt des motorisierten Verkehrs. Gemäß der Theorie des öffentlichen Handelns, sollten Kosten, welche aus der Beseitigung, bzw. Minimierung dieser Effekte entstehen, möglichst den VerursacherInnen angelastet werden. So ist beispielsweise in der Rio-Deklaration der Vereinigten Nationen festgehalten, dass Umweltkosten internalisiert werden sollten und die Behörden Bedacht darauf legen sollten, dass die VerursacherInnen die Kosten der Beseitigung von Verschmutzungen zu tragen haben.¹⁶⁸ Auch wenn es theoretisch möglich wäre, diese Kosten über zusätzliche Abgaben an die VerursacherInnen weiterzugeben, wird dies in dem vorliegenden Fall nicht praktiziert. Dies ist für das Ergebnis der KNA zwar nicht relevant, doch sollte für die Entscheidung der Stadt Klagenfurt, ob diese Maßnahme umgesetzt werden soll, das VerursacherInnenprinzip berücksichtigt werden. Denn nur bei der Umlegung der Kosten auf die VerursacherInnen können auch Lenkungseffekte der Maßnahme erwartet werden.

So könnte beispielsweise eine City-Maut eingehoben werden, um einerseits die Kosten für CMA umzulegen und andererseits unmittelbar die Fahrleistung in Klagenfurt zu beeinflussen. Allerdings muss auch erwähnt werden, dass die Lenkungseffekte das Ergebnis der KNA wieder

¹⁶⁸ „National authorities should endeavour to promote the internalization of environmental costs and the use of economic instruments, taking into account the approach that the polluter should, in principle, bear the cost of pollution, with due regard to the public interest and without distorting international trade and investment.“ (UN, 1992)

verändern würden, da mit der Veränderung des Fahrverhaltens evt. Zeiteinbußen oder andere Unannehmlichkeiten für Individuen verbunden sein können.

5.5 Empfehlung

Auf Basis der Ergebnisse des Basisfalls und der Sensitivitätsanalyse wäre zu empfehlen, dass die Stadt Klagenfurt die Anwendung von CMA/KF wie in Szenario E beschrieben auch nach Ende des LIFE-CMA+ Projekts fortführt. Trotz der verbundenen Unsicherheiten ist der NGW dieses Szenarios relativ robust und klar positiv. Alle anderen Szenarien werden dominiert. Auch wenn die Sensitivitätsanalyse gezeigt hat, dass unter manchen Bedingungen Szenario C bessere Ergebnisse liefert, ist auf Grund der Verkehrssicherheit vorläufig davon abzuraten eine höhere Konzentration als 10 g/m^3 anzuwenden.

Es besteht jedoch ein weiterer Forschungsbedarf um die Wirkungen der CMA-Anwendung zu bestätigen. Erneute Messkampagnen mit nachfolgender Emmissions- und Ausbreitungsrechnung wären notwendig um größere Sicherheit über die Nutzen der CMA-Anwendung zu generieren. Gleichzeitig sollten insbesondere andere Feinstaubreduktionsmaßnahmen weiter verfolgt werden. Auf dem FEIN! Staubfrei Kongress 2012 in Klagenfurt, auf welchem auch die vorläufigen Ergebnisse der vorliegenden Arbeit präsentiert wurden, bestand große Einigkeit der Vortragenden, dass die Feinstaubbelastung nicht durch Einzelmaßnahmen wie der CMA-Anwendung, sondern nur durch umfassende Maßnahmenpakete bekämpft werden kann.

Falls die CMA-Anwendung umgesetzt wird, sollte überlegt werden, welche Möglichkeiten es gibt, die Kosten auf die VerursacherInnen umzulegen. Road-Pricing wäre hierfür eine nahe liegende Option. Wie erwähnt, würde dies jedoch zu einer Anpassung der Fahrgewohnheiten führen und somit die Ergebnisse potentiell verändern. Auch zusätzliche Kosten und Einnahmen wären zu erwarten. Auch wenn dies politisch möglicherweise unerwünscht ist, da so eine Unzufriedenheit der WählerInnen erzeugt werden könnte, ist es aus ökonomischer Sicht notwendig, dass eine Feinstaubreduktionsmaßnahme sich direkt bei den VerursacherInnen bemerkbar macht und zu Verhaltensänderungen führt.

Es wäre sehr interessant, jene Modelle, in welchen in das Mobilitätsverhalten der Bevölkerung eingegriffen wird, ebenfalls in eine KNA zu inkludieren, um zu analysieren, ob durch eine eventuelle Reduktion der Fahrleistung bessere Ergebnisse erzielt werden können, als durch eine Minimierung deren negativen Effekte.

Literaturverzeichnis

Abay, G., 2005: Diskontsatz in Kosten-Nutzen-Analysen im Verkehr. Zürich: Rapp Trans AG.

Abbey, D.E., Ostro, B.E., Petersen, F., Burchette, R.J., 1995: Estimated long term concentrations of PM₁₀ and development of respiratory symptoms in a nonsmoking population. Archives of Environmental & Occupational Health 50 (2), 139-152.

Abelson, P., 2008: Establishing a Monetary Value for Lives Saved: Issues and Controversies. Canberra: Office of Best Practice Regulation, Department of Finance and Deregulation. Abgerufen am 5.5.2012 <http://www.finance.gov.au/obpr/docs/Working-paper-2-Peter-Abelson.pdf>

AEA Technology, 2003: Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 1: Overview of Methodology. Didcot: AEA Technology Environment. Abgerufen am 5.5.2012 http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol1.pdf

AEA Technology, 2005: Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment. Didcot: AEA Technology Environment. Abgerufen am 5.5.2012 http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol2.pdf

Aktories, K., Förstermann, U, Hofmann, F.B., Starke, K., 2009: Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie. München: Urban & Fischer.

Amato, F., Querol, X., Johansson, C., Nagl, C., Alastuey, A., 2010: A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban PM control methods. Science of the Total Environment 408 (16), 3070-3084.

APHEIS, 2004: Health Impact Assessment and Communication Strategy: Third Year Report 2002-2003. Abgerufen am 12.5.2012 <http://www.apheis.org/Apheis3NEW1.pdf>

Bateman, I.J., Georgiu, S., Langford, I.H., Poe, G.L., Tsoumas, A., 2002: Investigating the characteristics of expressed preferences for reducing the impact of air pollution: A contingent valuation experiment. Working Paper – Centre for Social and Economic Research on the Global Environment EDM-2002-02.

Boardman, A.E., Mallery, W.L., Vining, A.R., 1994: Learning from ex ante/ex post cost-benefit comparisons: the Coquihalla highway example. Socio-Economic Planning Sciences 28 (2), 69-84.

- Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R., Weimer, D.L., 2011:** Cost-Benefit Analysis – Concepts and Practice. Upper Saddle River: Pearson Education Inc.
- Bofinger, P., 2011:** Grundzüge der Volkswirtschaftslehre: Eine Einführung in die Wissenschaft von Märkten. München: Pearson.
- Brunekreef, B., Forsberg, B., 2005:** Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal* 26 (2), 309-318.
- Carlsson, F., Johansson-Stenman, O., 2000:** Willingness to pay for improved air quality in Sweden. *Applied Economics* 32 (6), 661-669.
- Chay, K.Y., Greenstone, M., 2005:** Does air quality matter? Evidence from the housing market. *Journal of Political Economy* 113 (2), 376-424.
- Cody, R.D., Cody, A.M., Spry, P.G., Gan, G.-L., 1996:** Concrete Deterioration by Deicing Salts: An Experimental Study. Iowa: Semisequicentennial Transportation Conference Proceedings, Iowa State University. Abgerufen am 15.5. 2012
<http://www.ctre.iastate.edu/pubs/semisesq/session1/cody/>
- Darwin, D., Browning, J., Gong, L., Hughes, L.R., 2007:** Effects of Deicers on concrete deterioration. Lawrence, Kansas: The University of Kansas Center for Research Inc. Abgerufen am 15.5. 2012 <http://www.iri.ku.edu/publications/SLR073.pdf>
- Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlová, M., Chilton S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchinson, M., Jeanrenaud, C., Kaderjak, P., Máca, V., Mariewicz, O., Markowska, A., Metcalf, A., Navrud, S., Nielsen, J.S., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, R., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szántho, R., Urban, J., 2011:** Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators* 11 (3), 902-910.
- (D)UBA, 2012:** Antworten auf häufig gestellte Fragen zum Thema „Feinstaub“. Dessau – Roßlau: Deutsches Umweltbundesamt. Abgerufen am 3.4.2012
<http://www.umweltbundesamt.de/luft/schadstoffe/feinstaub.htm>
- Dominici, F., Daniels, M., McDermott, A., Zeger, S.L., Samet, J.M., 2003:** Shape of the Exposure-Response Relation and Mortality Displacement in the NMMAPS Database. In: HEI, Revised Analysis of Time-Series Studies of Air Pollution and Health, Special Report. Boston: Health Effects Institute, 91-96.

Dominici, F., Peng, R.D., Zeger, S.L., White, R.H., Samet, J.M., 2007: Particulate Air Pollution and Mortality in the United States: Did the Risks Change from 1987 to 2000? American Journal of Epidemiology 166 (8), 880-888.

Eckstein, O., 1958: Water Resource Development: The Economics of Project Evaluation. Cambridge: Harvard University Press.

Englert, N., 2004: Fine particles and human health – a review of epidemiological studies. Toxicology Letters 149 (1-3), 235-242.

Englert, N., 2007: Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf Mortalität und Lebenserwartung. Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz 50 (1), 112-118.

European Commission, 2012: About the LIFE Programme. European Commission. Abgerufen am 28.3.2012 <http://ec.europa.eu/environment/life/about/index.htm>

EKL, 2007: Feinstaub in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bern: Eidgenössische Kommission für Lufthygiene. Abgerufen am 23.3.2012 <http://www.ekl.admin.ch/fileadmin/ekl-dateien/dokumentation/d-bericht-feinstaub-2008.pdf>

ExternE, 1999: Externalities of Energy, Volume 7: Methodology Update 1998. Brüssel: Europäische Kommission.

ExternE, 2005: Externalities of Energy: Methodology 2005 Update. Brüssel: Europäische Kommission.

FSV, 2010: Nutzen-Kosten-Untersuchungen im Verkehrswesen (RVS 02.01.22). Keine Ortsangabe: Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr.

Fooks, W., 2011: Delivering the Mayor's Air Quality Strategy in London: Targeted cleaning & application of dust suppressants at priority locations. Bruneck: Transport for London. Abgerufen am 5.5.2012 http://www.gemeinde.bruneck.bz.it/de/aktuelles/mitteilungen-news.asp?news_action=300&news_image_id=531122

Förstermann, U., 2009: Pharmakologie des kardiovaskulären Systems – die Blutgefäße – Behandlung von Hypertonie und Hypotonie. In Aktories et al, Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie. München: Urban & Fischer, 449-485.

Gargitter, H., o.J.: Haftung der Gemeinde aus der Straßenerhaltung und Gehsteigbetreuung. OÖ Gemeindebund. Abgerufen am 13.4. 2012

http://www.oogemeindebund.at/_import/Winterdienst_DrGargitter.pdf

Gaszó, A., Greßler, S., Schiemer, F., 2007: Nano: Chancen und Risiken aktueller Technologien. Wien: Springer.

Getzner, M., 2006: Kosten und Nutzeffekte der Chemiewirtschaft – Volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse der neuen EU-Chemiewirtschaft (REACH) für Österreich. Wien, Münster: Lit Verlag.

Getzner, M., 2008: Uncertainties and the precautionary principle in cost-benefit environmental policies. *Journal of Policy Modeling* 30 (1), 1-17.

Gowdy, J.M., 2004: The Revolution in Welfare Economics and its Implications for Environmental Valuation and Policy. *Land Economics* 80 (2), 239-257.

Greiner, W., Schöffski, O., 2012: Grundprinzipien einer Wirtschaftlichkeitsuntersuchung. In: Schöffski & Schuldenburg, *Gesundheitsökonomische Evaluationen*. Heidelberg: Springer, 155–180.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Bohgard, M., Lindbom, J., Ljungman, A., 2006: Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of The Total Environment* 393 (2-3), 226-240.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Bennet, C., 2011: Results of Road Simulator Tests: Dust Binding in the Laboratory. Bruneck: VTI. Abgerufen am 5.5.2012
http://www.gemeinde.bruneck.bz.it/de/aktuelles/mitteilungen-news.asp?news_action=300&news_image_id=531115

Hajat, S., Haines, A., Goubet, S., Atkinson, R., Anderson, H.R., 1999: Association of air pollution with daily GP consultations for asthma and other lower respiratory conditions in London. *Thorax* 54 (7), 597-605.

Hajat, S., Haines, A., Atkinson, R.W., Bremner, S.A., Anderson, H.R., Emberlin, J., 2001: Association between air pollution and daily consultations with general practitioners for allergic rhinitis in London, United Kingdom. *American Journal of Epidemiology* 153 (7), 701-714.

Hajat, S., Anderson, H.R., Atkinson, R.W., Haines A., 2002: Effects of air pollution on general practitioner consultations for upper respiratory diseases in London. *Occupational and Environmental Medicine* 59 (5), 294-299.

Hammitt, J.K., 2007: Valuing Changes in Mortality Risk: Lives Saved versus Life Years Saved. *Review of Environmental Economics and Policy* 1 (2), 228-240.

Hanley, N., Spash, C.L., 1993: Cost-Benefit-Analysis and the Environment. Aldershot & Brookfield: Edward Elgar Publishing.

Hanley, N., Barbier, E.B., 2009: Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy. Cheltenham & Northampton: Edward Elgar Publishing.

Haucke, F., Holle, R., Wichmann, H.E., 2009: Epidemiologische Erforschung und ökonomische Bewertung gesundheitlicher Umweltrisiken. *Bundesblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* 55 (3), 1166-1178.

HEI, 2003: Revised Analysis of Time-Series Studies of Air Pollution and Health, Special Report. Boston: Health Effects Institute.

HM Treasury, 2011: The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government. London: HM Treasury, Treasury Guidance. Abgerufen am 15.5.2012
http://www.hm-treasury.gov.uk/d/green_book_complete.pdf

IVT, 2007: Ausbringung von CM Austrosafe© als Maßnahme zur Reduktion von Wiederaufwirbelung von Straßenstaub in Klagenfurt. Graz: Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik.

Hohmeyer, O., 1988: Social costs of energy consumption: External effects of electricity generation in the Federal Republic of Germany. Berlin: Springer.

Katsouyanni, K., Touloumi, G., Samoli, E., Petasakis, Y., Analitis, A., Le Tertre, A., Rossi, G., Zmirou, D., Ballester, F., Boumghar, A., Anderson, H.R., Wojtyniak, B., Paldy, A., Braunstein, R., Pekkanen, J., Schindler, C., Schwartz, J., 2003: Sensitivity Analysis of Various Models of Short-Term Effects of Ambient Particles on Total Mortality in 29 Cities in APHEA2. In: HEI, Revised Analysis of Time-Series Studies of Air Pollution and Health, Special Report. Boston: Health Effects Institute, 157-164.

- KfV, 2011:** Zwischenbericht zur Unfallanalyse im Rahmen des EU-LIFE-Projektes CMA+: Zusammenfassung der Ergebnisse. Keine Ortsangabe: KfV Sicherheit-Service GmbH. Abgerufen am 16.5. 2012 http://www.life-cma.at/downloads/Zwischenbericht_Unfallanalyse_CMA.pdf
- Kim, S.G., Cho, S.-H., Lamber, D.M., Roberts, R. K., 2010:** Measuring the value of air quality: application of the spatial hedonic model. *Air Quality, Atmosphere and Health* 3 (1), 41-51.
- Kirchmaier, L., 2009:** Griptester-Messungen im Rahmen des EU-LIFEplus – Projektes CMA+: Ergebnisse Messkampagne September 2009, Zwischenbericht. Wien: Technische Universität Wien, Institut für Verkehrswissenschaften, Professur für Straßen- und Flugbetriebsflächenbau. Abgerufen am 16.5. 2012 http://www.life-cma.at/downloads/0925E_CMA_Zwischenbericht_091211.pdf
- Klagenfurt, 2007:** Laymans's Report KAPA GS – Klagenfurts Anti PM₁₀-Aktionsprogramm mit Graz und Südtirol. Magistrat der Landeshauptstadt Klagenfurt - Abteilung Umweltschutz: Klagenfurt.
- Klagenfurt, 2012:** Projektinhalte EU LIFE Projekt CMA+. Magistrat der Landeshauptstadt Klagenfurt - Abteilung Umweltschutz: Klagenfurt. Abgerufen am 18.3.2012 <http://www.life-cma.at/projektinhalte-89.asp>
- Klose, T., 1999:** The contingent valuation method in health care. *Health Policy* 47 (2), 97-123.
- Krutilla, J., Eckstein, O., 1958:** Multipurpose River Development. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak, F., Puybonnieux-Textier, V., Quénel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J.-C., Sommer, H., 2000:** Public Health impact of outdoor and traffic-related air pollution: A European assessment. *The Lancet* 356 (9232), 795-801.
- Kvas, E., 2005:** Basics in Statistik – Teil 1: Kennzahlen der Epidemiologie – Relatives Risiko und Chancenverhältnis (=Odds Ratio). *Journal für Kardiologie – Austrian Journal of Cardiology* 12 (7-8), 186-186.
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F.E., Dockery, D.W., 2006:** Reduction in Fine Particulate Air Pollution and Mortality – Extended Follow-Up of the Harvard Six Cities Study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 173 (6), 667-672.
- Lenschow, P., Abraham, H.-J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J.-D., Reichenbacher, W., 2001:** Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmospheric Environment* 35 (Supplement 1), S23-S33.

- Mann, C.J., 2003:** Observational research methods. Research design II: cohort, cross-sectional, and case-control studies. *Emergency Medicine Journal* 20 (1), 54-60.
- Mason, H., Jones-Lee, M., Donaldson, C., 2009:** Modeling the monetary value of a QALY: A new approach based on UK data. *Health Economics* 18 (8), 933-950.
- McKean, R., 1958:** Efficiency in Government through Systems Analysis. New York: Wiley.
- Miller, B.G., Hurley, J.F., 2003:** Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality. *Journal of Epidemiology & Community Health* 57 (3), 200-206.
- Muller, N.Z., Mendelsohn, R., 2007:** Measuring the damages of air pollution in the United States. *Journal of Environmental Economics and Management* 54 (1), 1-14.
- Neuberger, M., 2007:** Umweltepidemiologie und Toxikologie von Nanopartikeln (Ultrafeinstaub) und Feinstaub. In: Gaszón, Greßler & Schiemer, Nano: Chancen und Risiken aktueller Technologien. Wien: Springer, 181-197.
- Nordisk Aluminat, 2011:** Ice & Dust Away Sicherheitsdatenblatt. Kalundborg: Nordisk Aluminat A/S.
- Norman, M., Johansson, C., 2006:** Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. *Atmospheric Environment* 40 (32), 6154-6164.
- Ortúzar, J., Rodríguez, D., 2002:** Valuing reduction in environmental pollution in a residential location context. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 7 (6), 407-427.
- Ostro, B.D., 1987:** Air pollution and morbidity revisited: A specification test. *Journal of Environmental Economics and Management* 14 (1), 87-98.
- Ostro, B.D., Rothschild, S., 1989:** Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants. *Environmental Research* 50 (2), 238-247.
- Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S., 2006:** Cost-Benefit Analysis and the Environment – Recent Developments. Paris: OECD.
- Pope, C.A. III, Dockery, D.W., 2006:** Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association* 56 (6), 709-742.
- Prud'homme, R., Bocarejo, J.P., 2005:** The London congestion charge: a tentative economic appraisal. *Transport Policy* 12 (3), 279–287.

Ritthoff, 2011: LCA for calcium magnesium acetate (CMA): possible damages – final report.

Keine Ortsangabe: Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy.

Röösli, M., Künzli, N., Braun-Fahrländer, C., Egger, M., 2005: Years of life lost attributable to air pollution in Switzerland: dynamic exposure-response model. *International Journal of Epidemiology* 34 (5), 1029-1035.

Schöffski, O., Graf von der Schulenburg, J.M., 2012: Gesundheitsökonomische Evaluationen. Heidelberg: Springer.

Schöffski, O., Greiner, W., 2012: Das QALY-Konzept als prominentester Vertreter der Kosten-Nutzwert-Analyse. In: Schöffski & Schuldenburg, Gesundheitsökonomische Evaluationen. Heidelberg: Springer, 71-110.

Schöffski, O., 2012a: Einführung. In: Schöffski & Schuldenburg, Gesundheitsökonomische Evaluationen. Heidelberg: Springer, 3-11.

Schöffski, O., 2012b: Grundformen gesundheitsökonomischer Evaluationen. In: Schöffski & Schuldenburg, Gesundheitsökonomische Evaluationen. Heidelberg: Springer, 43 – 70.

Schwartz, J., 2004: The effects of particulate air pollution on daily deaths: A multi-city case crossover analysis. *Occupational and Environmental Medicine* 61 (12), 956-961.

Smith, V.K., Huang, J.-C., 1995: Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models. *Journal of Political Economy* 103 (1), 209-227.

Stanek, L.W., Sacks, J.D., Dutton, S.J., Dubois, J.-J.B., 2011: Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter: An evaluation of collective results. *Atmospheric Environment* 45 (32), 5655-5663.

Stieb, D.M., Smith-Doiron, M., Brook, J.R., Burnett, R.T., Dann, T., Mamedov, A., Chen, Y., 2002: Air pollution and disability days in Toronto: Results from the National Population and Health Survey. *Environmental Research* 89 (3), 210-219.

Turner, R.K., 2007: Limits to CBA in UK and European environmental policy: Retrospects and future prospects. *Environmental Resource Economics* 37 (1), 253-169.

UBA, 2005: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebstaub in Österreich. Wien: Umweltbundsamt GmbH.

UN, 1992: Report of the United Nations Conference on Environment and Development: Annex I: Rio Declaration on Environment and Development. Ohne Ortsangabe: General Assembly of the United Nations.

US EPA, 1999: The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010. Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency, EPA 410-R-99-001. Abgerufen am 14.5.2012
<http://www.epa.gov/air/sect812/1990-2010/fullrept.pdf>

US EPA, 2009: Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-08/139F. Abgerufen am 5.12.2011
http://www.epa.gov/ncea/pdfs/partmatt/Dec2009/PM_ISA_full.pdf

US EPA, 2010: Guidelines for preparing economic analyses. Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency. Abgerufen am 14.5.2012
[http://yosemite.epa.gov/ee/epa/erm.nsf/vwAN/EE-0568-50.pdf/\\$file/EE-0568-50.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/erm.nsf/vwAN/EE-0568-50.pdf/$file/EE-0568-50.pdf)

Ward, D.J., Ayres, J.G, 2004: Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review. Occupational and Environmental Medicine 61 (4), e13.

Wardman, M., Bristow, A.L., 2004: Traffic related noise and air quality valuations: Evidence from stated preference residential choice models. Transportation Research Part D: Transport and Environment 9 (1), 1-27.

WHO, 2003: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Bonn: World Health Organization Regional Office for Europe. Abgerufen am 16.4.2012
http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/112199/E79097.pdf

WHO, 2004: Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃). Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe. Abgerufen am 16.4.2012 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/74731/e82792.pdf

WHO, 2005: Effects of air pollution on children's health and development – A review of the evidence. Bonn: World Health Organization / European Centre for Environment and Health. Abgerufen am 16.4.2012
http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/74728/E86575.pdf

WHO, 2006a: Health Risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution. Bonn: World Health Organization / European Centre for Environment and Health. Abgerufen am 16.4.2012 http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf

WHO, 2006b: Air Quality Guidelines: Global Update 2005, Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen: World Health Organization Regional Office for Europe. Abgerufen am 16.4.2012

http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

WHO, 2009: Global health risks: Mortality and burden of disease attributable to selected major risks. Genf: World Health Organization. Abgerufen am 5.5.2012

http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GlobalHealthRisks_report_full.pdf

Zanobetti, A., Schwartz, J., 2009: The Effect of Fine and Coarse Particulate Air Pollution on Mortality: A National Analysis. Environmental Health Perspectives 117 (6), 898-903.

Lebenslauf

Wolfgang Kiselka BSc

Thaliastraße 66/6
1160 Wien

wolfgang.kiselka@gmail.com
+43 699 150 334 21



Persönliche Angaben

Geburtsdatum **5. Juni 1985**

Nationalität **Österreich**

Ausbildung

Seit 2010 **Technische Universität Wien**
Masterstudium Raumplanung und Raumordnung

2010 - 2011 **University of Wisconsin – Madison, USA**
Gaststudent des Masterprogramms Raumplanung

2007 - 2008 **Universitat Pompeu Fabra – Barcelona, Spanien**
Gaststudent des Masterprogramms Volkswirtschaftslehre

2006 - 2010 **Technische Universität Wien**
Bachelorstudium Raumplanung und Raumordnung
Abschluss Bachelor of Science

Seit 2005 **Universität Wien**
Student des Diplomstudium Volkswirtschaftslehre

1995 - 2003 **Bundesrealgymnasium Mödling Keimgasse**
Matura mit ausgezeichnetem Erfolg

Sonstiges

Sprachen **Deutsch** (Muttersprache), **Englisch** (C2), **Spanisch** (C1),
Französisch (A2), **Arabisch** (A1), **Italienisch** (A1)

Freiwilliges Engagement **Verein Ideenwerkstadt Neunkirchen, Niederösterreich**
Gründungsmitglied, ehrenamtliche Tätigkeit seit 2010

Verein Österreichischer Auslandsdienst
Information und Koordination von Zivilersatzdienern seit 2002

Pfadfinder Maria Enzersdorf Liechtenstein
Jugendgruppenleiter mit pädagogischer Ausbildung