

Umweltpolitische Entscheidungen bei Unsicherheit und optimale Instrumentenwahl unter Restriktionen

Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Würde
eines Doktors der Wirtschaftswissenschaften (Dr. rer. pol.)
an der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der
Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg

vorgelegt von
Andreas Lange
aus Stendal

Heidelberg, März 2000

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Till Requate für seine fachliche und persönliche Unterstützung, die er mir bei dieser Arbeit gewährte. Aus gemeinsamen Projekten und Diskussionen habe ich in großem Maße profitiert. Besonders dankbar bin ich ihm für seine Ermunterung, Teile der Arbeit auf internationalen Konferenzen zu präsentieren.

Bedanken möchte ich mich auch bei Prof. Dr. Hans Gersbach für wichtige Anregungen zu dieser Arbeit und bei Prof. Dr. Malte Faber, dessen Zugang zu ökonomischer Forschung mir wertvolle neue Einblicke ermöglichte.

Hilfreiche Kommentare erhielt ich von Susanne Klimpel, Patrick Graichen, Stefan Baumgärtner, Johannes Schiller, Harald Tauchmann und Wolfram Unold. Nicht zuletzt für die tolle Atmosphäre am Interdisziplinären Institut für Umweltökonomie und die gemeinsamen “Kvg”-Runden, aus denen ich immer wieder neue Motivation gewinnen konnte, möchte ich ihnen allen an dieser Stelle recht herzlich danken.

Heidelberg, März 2000

Andreas Lange

Inhaltsverzeichnis

Einführung	1
I Umweltpolitik unter Unsicherheit – Das Klimaproblem	9
1 Globale Erwärmung: Unsicherheit und Lernen	11
1.1 Klimawandel und Unsicherheiten	12
1.2 Umgang mit Unsicherheiten und Lernmöglichkeiten	17
1.3 Politikfindung aus ökonomischer Sicht	19
2 Die Rolle der Wohlfahrtsmaße	23
2.1 Ein einfaches Modell	25
2.2 Die verschiedenen Wohlfahrtsmaße	26
2.3 Äquivalenz der Wohlfahrtsmaße?	28
2.4 Risikoaverse Erwartungsnutzenmaximierung	30
2.5 MaxiMin-Kriterium	34
2.6 Diskussion und Zusammenfassung	38

2A	Anhang: Beweise zu Kapitel 2	40
3	Das Choquet-Erwartungsnutzenkriterium	45
3.1	Kritik an der EU – Das Ellsberg-Paradox	46
3.2	Die Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung (CEU)	49
3.3	CEU im dynamischen Rahmen	56
3.3.1	Die verschiedenen Aktualisierungsregeln	56
3.3.1.1	Der Ereignisraum	57
3.3.1.2	E-Kapazitäten für perfekt informative Signale	58
3.3.1.3	E-Kapazitäten für Null-Unsicherheitsaversion bezüglich der Information	59
3.3.1.4	E-Kapazitäten und Ausschluss von Szenarien	60
3.3.1.5	Einfache Kapazitäten	62
3.3.2	Inkonsistenzprobleme	63
3.4	Interpretationen der CEU	64
3.5	Alternative Ansätze	67
4	Klimapolitische Entscheidungen bei CEU	69
4.1	Das Grundmodell	72
4.1.1	Die Optimalbedingungen	74
4.1.2	Die Ergebnisse bei EU	76
4.1.2.1	Risikoneutralität	77

4.1.2.2	Risikoaversion	80
4.2	Perfekte Information	82
4.3	Null-Unsicherheitsaversion bezüglich der Information	84
4.4	Einfache Kapazitäten	87
4.4.1	Die Optimalitätsbedingungen	87
4.4.2	Die Wirkung der Unsicherheitsparameter	90
4.4.3	Quadratische Nutzenfunktionen	93
4.5	Ausschluss von Szenarien	98
4.6	Diskussion der Ergebnisse	101
4.6.1	Vergleich der Risiko- und Unsicherheitsaversion	102
4.6.2	Ausblick	104
4A	Anhang: Beweise zu Kapitel 4	107

II Optimale Wahl umweltpolitischer Instrumente unter Restriktionen **127**

5 Fixierte Rückerstattungsregel **133**

5.1	Ein einfaches Modell	137
5.2	Gleichgewicht und Pareto-Optimum	140
5.3	Die Erreichbarkeit der Pareto-Optimalität	142
5.4	Rückerstattungsregel und optimaler Steuersatz	146
5.5	Anwendung auf ein System handelbarer Zertifikate	148

5.6	Zusammenfassung	151
5A	Anhang: Beweise zu Kapitel 5	152
6	Monopolistischer Wettbewerb	157
6.1	Regulierung ohne Vermeidungstechnologien	159
6.1.1	Das Grundmodell	160
6.1.2	Die Erreichbarkeit von <i>first-best</i>	162
6.1.3	Die zweitbeste Lösung	164
6.2	Dixit-Stiglitz-Modell mit Vermeidungstechnologien	167
6.2.1	Regulierung des Marktzugangs und <i>first-best</i>	169
6.2.2	Die zweitbeste Lösung	170
6.3	Zusammenfassung	172
6A	Anhang: Beweise zu Kapitel 6	174
7	Schlussbemerkungen	179
	Literaturverzeichnis	185

Einführung

Umweltprobleme verschiedenster Gestalt haben in den letzten Jahrzehnten immer stärkere Aufmerksamkeit erregt. Diese reichen von lokal begrenzten Problemen wie der Verschmutzung von Binnenseen oder auch den Lärmemissionen entlang vielbefahrener Straßen, über national verursachte, jedoch grenzüberschreitende Probleme wie den durch Schwefeldioxidemissionen verursachten sauren Regen, bis hin zu globalen Umweltproblemen, wie sie zum Beispiel aufgrund des durch Treibhausgasemissionen ausgelösten Klimawandels entstehen können. All diese Beispiele deuten darauf hin, dass in vielen Bereichen die Belastbarkeit unserer Umwelt durch menschliches Handeln an ihre Grenzen gekommen ist.

Die meisten dieser Umweltprobleme werden dabei durch wirtschaftliche Aktivitäten verursacht. So werden Schadstoffe bei der Produktion, jedoch auch beim Konsum von Gütern, die Menschen einen Nutzen stiften, emittiert. Dem gegenüber stehen die negativen Auswirkungen der Umweltbelastung. So entstehen zum Beispiel ökonomische Verluste bei der Fischereiwirtschaft an geschädigten Flüssen oder auch bei der vom sauren Regen betroffenen Forst- und Landwirtschaft. Auch hat die zunehmende Umweltbelastung direkte Folgen für die Gesundheit der Menschen und führt so zu volkswirtschaftlichen Kosten. Darüber hinaus tritt aus ökonomischer Sicht ein weiterer Schaden ein, da Menschen einer intakten Umwelt zum Beispiel aufgrund ihrer Erholungsfunktion und ihres Freizeitwertes einen Wert zumessen. Umwelt oder genauer ein bestimmtes Maß an Umweltqualität muss also aus ökonomischer Sicht als Gut wie Lebensmittel, Autos oder andere Konsumgüter verstanden werden. Die meisten Menschen sind sich allerdings bewusst, dass die Umwelt täglich genutzt und wohl auch in einem gewissen Ausmaß geschädigt wird und werden muss, wenn nicht auf alltägliche Güter, wie

zum Beispiel die Mobilität durch das Autofahren verzichtet werden soll. In diesem Sinne müssen aus ökonomischer Sicht Umweltnutzung und möglicherweise auch deren Schädigung gegen andere Bedürfnisse des Menschen abgewogen werden.¹

Während nun aber bei herkömmlichen Konsumgütern die Preise die Knappheit dieser Güter und auch die Zahlungsbereitschaft für diese ausdrücken, existieren solche Indikatoren für Umweltqualität nicht. Die Preise sprechen also nicht die “ökologische und ökonomische Wahrheit”. In der Umweltökonomik wird in diesem Sinne das Entstehen von Umweltproblemen in der Regel damit erklärt, dass für die Nutzung des Gutes Umwelt nicht der “richtige” Preis bezahlt wird. Das heißt, die negativen Auswirkungen wirtschaftlicher Aktivitäten auf die Umwelt und damit auf andere Menschen, die sogenannten negativen *externen Effekte*, werden nicht oder nur unzureichend in den privaten Entscheidungskalkül einbezogen. So wird der Betreiber eines Kohlekraftwerkes nicht die Klimawirkung der Kohlendioxidemissionen, der Autofahrer nicht unbedingt die von ihm verursachten Abgas- und Lärmemissionen in seinen Entscheidungen berücksichtigen. Die privaten, das heißt die durch die Verursacher berücksichtigten Kosten weichen somit aufgrund der negativen externen Effekte von den gesamtgesellschaftlichen Kosten ab. Bereits Pigou (1920) hat argumentiert, dass bei Vorliegen solcher externen Effekte das Marktsystem zu ineffizienten Gleichgewichten führt.² Somit führt der Marktmechanismus ohne umweltpolitische Eingriffe nicht zu einer effizienten Nutzung der Umweltressourcen. In der Tradition von Pigou werden daher in der umweltökonomischen Literatur Eingriffe (des Staates) in den Markt gerechtfertigt, um die Fähigkeit des Marktsystems, volkswirtschaftlich optimale Gleichgewichte zu erzeugen, wiederherzustellen.

Im Wesentlichen muss dafür gesorgt werden, dass die externen Effekte internalisiert,

¹Dies bedeutet unter anderem, dass ein Totalverbot sämtlicher die Umwelt schädigenden Aktivitäten aus ökonomischer Sicht im Allgemeinen nicht optimal ist.

²Das dabei zugrunde gelegte Kriterium der Pareto-Effizienz erfordert, dass in der resultierenden Allokation kein Individuum mehr besser gestellt werden kann, ohne dass sich die Situation eines anderen verschlechtert. Wenn dies dagegen möglich wäre, erschiene es vernünftig, eine solche Reallokation vorzunehmen, die niemanden schlechter stellt. In diesem Sinn ist Pareto-Optimalität oder -Effizienz eine Grundvoraussetzung für ein wünschenswertes Ergebnis eines ökonomischen Produktions- und Verteilungsmechanismus.

das heißt die umweltschädigenden Auswirkungen ökonomischer Aktivitäten im ökonomischen Handeln bereits mit berücksichtigt werden. Durch Pigou (1920) wurde dafür eine Abgabe auf die Ausbringung von Schadstoffen (Emissionssteuer) vorgeschlagen. Diese würde dafür sorgen, dass für das Umweltgut ein Preis gezahlt werden muss, der dessen Knappheit widerspiegelt. Ein weiteres umweltpolitisches Instrument, das gerade in den letzten Jahren immer stärkere Beachtung findet, ist das der Ausgabe von Verschmutzungsrechten (Zertifikate). Sind diese wie andere wirtschaftliche Güter am Markt handelbar, so wird sich für sie analog ein Preis einstellen, der für die Nutzung der Umwelt gezahlt werden muss. In diesem Sinne wirken sie ähnlich wie eine direkt erhobene Emissionsabgabe.³

Mit Hilfe solcher umweltpolitischen Instrumente kann also der Marktmechanismus so korrigiert werden, dass die externen Effekte internalisiert werden und die Effizienz des Marktergebnisses gesichert wird. Dies gilt allerdings zunächst nur dann, wenn von bestimmten Annahmen ausgegangen wird: So müsste die regulierende Institution vollkommene Information über die relevanten Marktgrößen, insbesondere also zum Beispiel auch über die Schädlichkeit der emittierten Stoffe besitzen. Auch dürften keine anderen Formen von Marktversagen auftreten, wie es bei nichtkompetitiven Marktstrukturen der Fall wäre. Schließlich wird vorausgesetzt, dass sich die regulierende Institution keinerlei Beschränkungen bei der Wahl ihrer Politikinstrumente gegenüber sieht. Auch dies ist aufgrund möglicher politischer Umsetzungsprobleme nicht unbedingt selbstverständlich. In dieser Arbeit sollen daher umweltpolitische Entscheidungen untersucht werden, die angesichts zusätzlicher, über die externen Effekte hinausgehenden Restriktionen getroffen werden müssen. Während im Teil I dieser Arbeit von der Annahme der vollkommenen Informiertheit abgewichen wird, sollen im Teil II umweltpolitische

³Coase (1960) argumentiert, dass es zum Erreichen von Effizienz ausreicht, die Eigentumsrechte an der Umwelt klar zu definieren. Ein volkswirtschaftlich wünschenswertes Ergebnis würde sich dann durch Verhandlungen der an einem externen Effekt Beteiligten ergeben. Diese reine Verhandlungslösung wird allerdings dann unpraktikabel, wenn die Anzahl der Beteiligten und somit die nötigen Transaktionskosten zu groß werden. In der vorliegenden Arbeit soll daher eine solche Verhandlungslösung nach Coase nicht thematisiert werden, da gerade bei den im Vordergrund stehenden globalen Problemen wie der Klimaproblematik die Möglichkeit von Verhandlungen zwischen allen Betroffenen ausscheidet. Allerdings kann die Ausgabe handelbarer Zertifikate als modifizierter Coase-Ansatz aufgefasst werden, bei dem die Verhandlungen über einen Markt ablaufen.

Entscheidungen bei Beschränkungen der Instrumentenwahl und bei nichtkompetitiven Marktstrukturen analysiert werden.

Die Motivation für die Untersuchung im Teil I ergibt sich daraus, dass die Brisanz vieler Umweltprobleme gerade daraus entsteht, dass zum Zeitpunkt der Emission bestimmter Stoffe über deren Schädlichkeit keine oder nur unzureichende Informationen vorhanden sind. Das "optimale" Niveau des Schadstoffausstoßes ist somit in vielen Fällen zum Zeitpunkt der Emissionsentscheidung nicht bekannt. Ein Beispiel sind die Emissionen von Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW), deren Anreicherung in der Atmosphäre die Ozonschicht über Jahre hinweg irreversibel geschädigt hat, bevor das Problem als solches erkannt wurde. Aber auch bei Maßnahmen zur Verkehrsberuhigung ist nicht unbedingt klar, wie hoch die Wertschätzung der Anwohner für diese Maßnahme ist. Ein nahe liegendes und sicher eines der bedeutendsten Beispiele für umweltpolitische Entscheidungen unter Unsicherheit ist das Klimaproblem. Entscheidungen bezüglich der Reduzierung der Emissionen von Treibhausgasen wie Kohlendioxid (CO_2) müssen vor dem Hintergrund beträchtlicher Unsicherheiten bezüglich der klimatischen und der daraus folgenden ökonomischen Auswirkungen einer Anreicherung solcher Gase in der Atmosphäre getroffen werden. In all diesen Fällen ist nicht klar, ob und in welchem Umfang bestimmte Stoffe in die Umwelt ausgebracht werden sollten. Das "optimale" Maß an Umweltqualität und damit die optimale umweltpolitische Eingriffstiefe in den Marktmechanismus (also zum Beispiel die sinnvolle Höhe einer Pigou-Steuer zur Internalisierung der externen Effekte) sind nicht bekannt. Stattdessen könnte aufgrund der Unsicherheit ein ganzes Spektrum an Szenarien in Frage kommen, die jeweils eine andere Umweltpolitik, also zum Beispiel unterschiedliche Steuersätze erforderten.

Eine solche Umweltpolitik unter Unsicherheit kann sich bei vielen Umweltproblemen – insbesondere dem Klimaproblem – nicht darauf beschränken, eine einmalige Entscheidung zu treffen. Da sich bestimmte Schadstoffe in der Umwelt anreichern (z.B. CO_2 in der Atmosphäre) und über einen langen Zeitraum wirken, muss auch über lange Zeitperioden eine Regulierung vorgenommen werden. Dabei können natürlich zukünftige wissenschaftliche Erkenntnisse einige der bestehenden Unsicherheiten reduzieren, so dass umweltpolitische und speziell klimapolitische Entscheidungen in einigen Jahren auf einem fundierteren Wissenstand aufbauen könnten. Bei den heutigen Entscheidun-

gen ist also zu beachten, dass zukünftige Informationen eine spätere Anpassung und Änderung der Politik ermöglichen. Aus ökonomischer Sicht stellt sich also die Frage, in welcher Form diese Möglichkeit des Lernens die heutigen Entscheidungen beeinflussen sollte. Insbesondere mit dieser Problematik wird sich der erste Teil der vorliegenden Arbeit beschäftigen.

In diesem Teil I soll anhand des Treibhauseffektes das Problem einer umweltpolitischen Entscheidung unter Unsicherheit analysiert werden. Da die Unsicherheit in erster Linie bezüglich des "optimalen" Emissionsniveaus besteht, soll ausschließlich die Emissionsentscheidung, nicht aber die Wahl eines umweltpolitischen Instruments zu deren Umsetzung untersucht werden. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf dem Entscheidungskriterium, mit dem die unsicheren Konsequenzen der Entscheidung aggregiert werden. Während in der Entscheidungstheorie und auch in Modellen zur Klimaproblematik häufig das Erwartungsnutzenkriterium verwendet wird, bei dem unterschiedlichen Konsequenzen jeweils Eintrittswahrscheinlichkeiten zugeordnet werden, soll in dieser Arbeit ein alternatives, verallgemeinertes Erwartungsnutzenkriterium – das Choquet-Erwartungsnutzenkriterium – vorgestellt und untersucht werden. Dieses Kriterium weist dem schlimmsten vorhersehbar möglichen Naturzustand, dem sogenannten "worst case", ein größeres Gewicht zu und kann somit als Anwendung des Vorsichtsprinzips interpretiert werden, da tendenziell Entscheidungen mit schwerwiegenden negativen und gefährlichen Auswirkungen vermieden werden.

Während im ersten Teil der Arbeit somit ausschließlich die Emissionsentscheidung unter Unsicherheit betrachtet wird, steht im Teil II die Implementation wirtschaftspolitischer Ziele mittels umweltpolitischer Instrumente im Vordergrund. Das Emissionsniveau kann also nicht mehr direkt festgelegt werden, sondern muss mit Hilfe von Emissionssteuern oder handelbaren Zertifikaten gesteuert werden. Bei einer solchen Form der Regulierung können, wie oben bereits angesprochen wurde, Restriktionen bezüglich der Ausgestaltung der verfügbaren umweltpolitischen Instrumente oder auch bestimmte über die externen Effekte hinausgehenden Formen von Markt- oder Politikversagen das Erreichen eines Pareto-optimalen Ergebnisses verhindern, selbst wenn von der im Teil I untersuchten Unsicherheit abstrahiert wird.

So können einerseits Restriktionen bei der Ausgestaltung der umweltpolitischen Instrumente aufgrund ihrer mangelnden politischen Akzeptanz entstehen. Beispielsweise ist eine Emissionssteuer möglicherweise nur dann politisch durchsetzbar, wenn gleichzeitig das Aufkommen aus dieser für bestimmte Zwecke verwendet wird. Andererseits können auch Verzerrungen der Marktstruktur wie zum Beispiel rigide Preise oder auch Abgaben, die bestimmte Faktoren belasten (z.B. die Lohnnebenkosten), das Erreichen von Effizienz verhindern. Eine wesentliche Bedingung für die Effizienz des Marktergebnisses ist dabei die sogenannte *Kompetitivität* der Märkte, das heißt, keiner der Akteure auf dem Markt darf Marktmacht besitzen in dem Sinn, dass er einen direkten Einfluss auf das Marktergebnis erkennt und ausnutzt. In der Realität liegt diese *Kompetitivität* häufig nicht vor. Man denke zum Beispiel an monopolistische oder oligopolistische Marktstrukturen, die es ermöglichen, durch Preis- oder Mengensetzung höhere Gewinne abzuschöpfen. So versucht die OPEC als Organisation der erdölexportierenden Staaten, durch Mengensetzung die Preise direkt zu beeinflussen. Wenn nun solche anderen Formen von Marktversagen auftreten und nicht getrennt mit spezifischen Instrumenten reguliert werden können, so sollten sie in der umweltpolitischen Entscheidung reflektiert werden. Das heißt, mit Hilfe der Umweltpolitik kann versucht werden, auch andere wirtschaftspolitische Ziele zu erreichen.⁴ Im Teil II dieser Arbeit soll daher eine Regulierung durch umweltpolitische Instrumente betrachtet werden, wenn sie die einzige Regulierungsmöglichkeit darstellen. Dabei wird vom Idealfall perfekter Information ausgegangen. Unsicherheit – wie sie im Teil I untersucht wird – besteht also nicht.

Die beiden Teile der Arbeit sind wie folgt gegliedert.

Die Untersuchung im Teil I (Kapitel 1 bis 4) wird zunächst in Kapitel 1 motiviert. Dabei werden das Klimaproblem und die damit verbundenen Unsicherheiten dargestellt sowie die grundlegende Herangehensweise der Umweltökonomik an die Thematik erläutert. Insbesondere wird in diesem Kapitel die Verwendung des Kriteriums der Erwartungsnutzenmaximierung in ökonomischen Modellen zur Klimaproblematik kritisch hinterfragt. In umweltökonomischen Modellen stützen sich die Entscheidungen

⁴So wurde zum Beispiel in Deutschland die Debatte um die ökologische Steuerreform häufig mehr durch arbeitsmarkt- als durch umweltpolitische Argumente bestimmt.

zumeist auf die Begriffe des Nutzen und des Umweltschadens aus den Emissionen eines Schadstoffes einerseits, oder andererseits auf die Begriffe der ökonomischen Vermeidungskosten und des vermiedenen Umweltschadens. Die Verwendung dieser Größen bei Entscheidungen unter Unsicherheit wird in Kapitel 2 anhand eines theoretischen Modells einer kritischen Analyse unterzogen. Kapitel 3 vertieft dann die Kritik am Erwartungsnutzenkriterium und dient der Vorstellung der bereits genannten Alternative des Choquet-Erwartungsnutzenkriteriums. In Kapitel 4 wird ein einfaches umweltökonomisches Modell, das Grundcharakteristika des Klimaproblems widerspiegelt, vorgestellt. Unter Verwendung des in Kapitel 3 eingeführten Entscheidungskriteriums werden dann die Entscheidungen bezüglich der Emission von Treibhausgasen untersucht. Insbesondere wird dabei analysiert, wie die Entscheidungen durch die Möglichkeit des Lernens beeinflusst werden. Auch wird diskutiert, wie die Entscheidungen von der Art und Weise des Umgangs des Entscheidungsträgers mit der Unsicherheit abhängen.⁵

Nach der Untersuchung von Unsicherheit im Teil I widmet sich der Teil II der Arbeit (Kapitel 5 und 6) der Untersuchung umweltpolitischer Instrumente, wenn zwar keinerlei Unsicherheit bezüglich der ökonomischen Zusammenhänge vorliegt, jedoch bestimmte Restriktionen bei der Wahl der Politikinstrumente bestehen. In Kapitel 5 wird in einem allgemeinen Gleichgewichtsmodell eine Regulierung mittels Emissionssteuern bzw. mittels handelbarer Zertifikate analysiert, wenn die Art und Weise, wie das Aufkommen aus den Emissionssteuern bzw. aus dem Verkauf der Zertifikate verwendet wird, fixiert ist, das heißt kein politischer Handlungsspielraum bezüglich einer Umverteilung von Geldern zwischen einzelnen Individuen oder Haushalten besteht. Während in Kapitel 5 vom Idealfall einer kompetitiven Marktstruktur ausgegangen wird, soll in Kapitel 6 Umweltpolitik angesichts monopolistischen Wettbewerbs analysiert werden. In diesem nichtkompetitiven Rahmen sollen mit dem untersuchten Instrument der Emissionssteuer einerseits die Emissionen gesteuert werden, andererseits muss jedoch auch der Einfluss auf die Anzahl der im Markt agierenden Firmen und deren jeweiliges Produktionsniveau berücksichtigt werden. Analysiert wird, wie die zu wählende Höhe der Emissionssteuer bei monopolistischem Wettbewerb von der bei einer kompetitiven Marktstruktur abweicht.

⁵Dabei erlaubt das Choquet-Kriterium analog zur Risikoaversion eines Erwartungsnutzenmaximierers die explizite Untersuchung einer sogenannten Unsicherheitsaversion.

Das abschließende Kapitel 7 dient der zusammenfassenden Diskussion der Ergebnisse der gesamten Arbeit.

Teil I

Umweltpolitik unter Unsicherheit – Das Klimaproblem

Kapitel 1

Globale Erwärmung: Unsicherheit und Lernen

Die Möglichkeit eines durch menschliches Handeln induzierten Klimawandels und die damit verbundenen Gefahren sind in den letzten Jahr(zehnt)en immer stärker in den Blickpunkt öffentlichen Interesses gerückt. Im Gegensatz zu vielen anderen Umweltproblemen (z.B. Luftverschmutzung) ist das Klimaproblem aufgrund der langen Zeitskalen von der Emission bis zur Wirkung der Klimagase jedoch nicht unmittelbar wahrnehmbar. Stattdessen muss auf Thesen und Erklärungsangebote verschiedenster Wissenschaftsdisziplinen rekurriert werden (Beck 1999:9). Eine auf diesen wissenschaftlichen Theorien basierende individuelle sowie gesellschaftliche oder politische Entscheidungsfindung bezüglich des Umgangs mit der Klimathematik wird allerdings verkompliziert durch die Tatsache, dass die wissenschaftlichen Theorien und Ergebnisse mit erheblichen *Unsicherheiten* behaftet sind. Es besteht jedoch die Hoffnung, dass ein Teil dieser Unsicherheiten durch passives Abwarten oder durch aktive Forschung im Laufe der Zeit reduziert werden kann. Damit stellt sich die Frage, wie diese Unsicherheiten und die Lernmöglichkeiten heutige Entscheidungen beeinflussen (sollten).

In diesem Kapitel sollen zunächst bestehende Unsicherheiten anhand des Wirkungsmechanismus der Klimagase charakterisiert werden. Ein sich daran anschließender exemplarischer Überblick über die Verwendung von Argumenten der Unsicherheit und

des Lernens zeigt auf, dass diese vielfach sowohl von Befürwortern als auch von Gegnern sofortiger Emissionsvermeidungsmaßnahmen verwendet werden. Zum Problem der Politikfindung unter Unsicherheit werden einige Aspekte einer ökonomischen Herangehensweise diskutiert. Die kritische Schilderung dieser dient gleichzeitig als Motivation für die in den folgenden Kapiteln behandelten Problemstellungen.

1.1 Klimawandel und Unsicherheiten

Bereits im Jahr 1827 wurde durch Fourier die wissenschaftliche Grundlage des Treibhauseffektes beschrieben:¹ Atmosphärische Spurengase wie Wasserdampf, Kohlendioxid u.a. mindern die Wärmeabstrahlung der Erde und sorgen so für eine höhere Temperatur. Menschliche Aktivitäten – insbesondere die Verbrennung fossiler Brennstoffe und damit die Emission von CO₂ – führen nun allerdings zu einer zusätzlichen Anreicherung klimawirksamer Gase in der Atmosphäre, einer über das “natürliche” Maß hinausgehenden Verhinderung der Wärmeabstrahlung und somit zu einem zusätzlichen, das heißt anthropogenen Treibhauseffekt.² Sie haben das Potential, einen menschengemachten Klimawandel zu induzieren. Im Folgenden wird dafür synonym der Begriff globale Erwärmung verwendet.³ Die wichtigsten Treibhausgase sind dabei Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄), Lachgas (N₂O), Ozon (O₃) und (Fluor)Chlorkohlenwasserstoffe.⁴ Während die Wirkungskette von der Emission bis hin zur Klimaänderung durch die Naturwissenschaften untersucht wird, ist die Entstehung von Emissionen einerseits, die

¹Vgl. Schönwiese (1997:1).

²Bereits Arrhenius diskutierte 1895 den Einfluss der Kohleverbrennung auf den Treibhauseffekt, nahm allerdings an, dass die Ozeane einen Großteil der Emissionen aufnehmen könnten (siehe Sarnedemann 1997). Dagegen führt Hermann Flohn 1941 aus: “Wir sehen also, dass mit ziemlich hoher Wahrscheinlichkeit der Gehalt der gesamten Atmosphäre an Kohlensäure und feinsten Schwebeteilchen ... durch die industrielle Tätigkeit des Menschen ... zunimmt. Diese Erscheinung bewirkt für das Klima der ganzen Erde eine allmähliche Änderung ...Damit wird die Tätigkeit des Menschen zur Ursache einer erdumspannenden Klimaänderung, deren zukünftige Bedeutung niemand erahnen kann.” (Flohn 1941:21-22).

³Diese Begriffsbildung bezieht sich auf die ansteigende globale Mitteltemperatur. Regional kann es dabei jedoch durchaus zu einer Abkühlung kommen, insbesondere in Europa durch ein Abklingen des Golfstroms. Vergleiche dazu mit Stock (1996).

⁴Vgl. IPCC III (1996:153).

Ermittlung (und Bewertung) der Folgen von Klimaänderungen sowie die Analyse möglicher Handlungs- und Politikoptionen andererseits, Gegenstand sozialwissenschaftlicher Forschung. Dementsprechend sollen im Folgenden – wie in Abbildung 1.1 illustriert – naturwissenschaftliche und sozioökonomische Unsicherheiten unterschieden werden.⁵

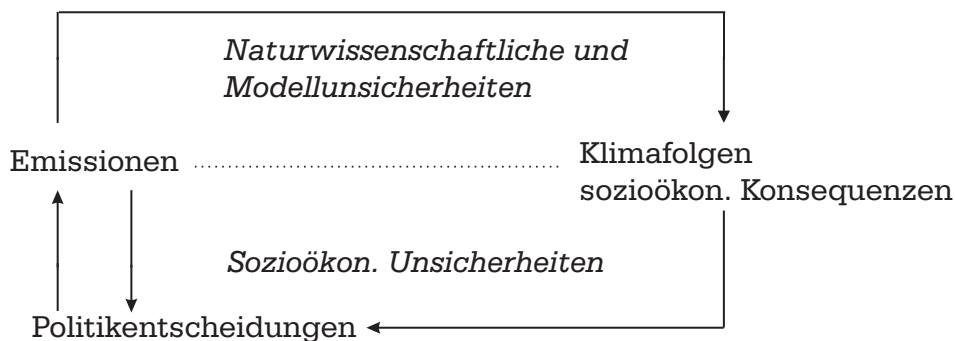


Abbildung 1.1: Unsicherheiten in der Klimaproblematik.

Nicht vollständig erforscht ist auf der naturwissenschaftlichen Seite beispielsweise der Zusammenhang zwischen Emissionen und Konzentrationen der Treibhausgase. So sind die Wirkung möglicher Senken zum Beispiel für CO₂ (Ozean etc.) sowie die Wirkung natürlicher Quellen der Treibhausgase (CH₄ u.a.) nicht komplett geklärt. Unsicher sind damit die Verweildauer der Gase in der Atmosphäre und die mögliche chemische Wechselwirkung der Treibhausgase untereinander (z.B. Ozonentstehung und Methan). Ein weiterer für den Wärmehaushalt der Erde entscheidender, nicht exakt vorhersagbarer Faktor ist die Wolkenbildung.⁶ Auch die Möglichkeit von Rückkopplungen, wie zum Beispiel ein geändertes Pflanzenwachstum oder vermehrte Emissionen aufgrund des Auftauens von Permafrostböden in Sibirien, verstärkt die Unsicherheit von Emissionsaussagen bezüglich der Treibhausgase und somit das Problem genauer Aussagen über die zu erwartende Erwärmung. Klimafolgen wie ein Anstieg des Meeresspiegels oder eine veränderte Zirkulation des Atlantiks (u.a. Golfstrom) sind ebenso in ihren Aus-

⁵Die folgenden Ausführungen beruhen insbesondere auf IPCC III (1996:153).

⁶So schreibt Nisbet (1994:157): "Der größte Unsicherheitsfaktor, der alle anderen Faktoren überwiegt, ist das Verhalten der Wolken. Jede größere Veränderung im Bewölkungsmuster könnte sich rasch und in erheblichem Maße auf das Erdklima auswirken. Noch verstehen wir die Strahlungsbilanz der Wolken nicht gut genug, um die Art des Wandels vorherzusagen, aber die Gefahr plötzlicher, massiver Umwälzungen ist unverkennbar."

maßen unsicher.⁷ Als noch schwieriger erweist sich eine regionale Differenzierung der Prognose bezüglich wichtiger Kenngrößen wie der Häufigkeit von Niederschlägen und extremer Wetterereignisse. Damit verbunden sind Unsicherheiten bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels auf den Menschen direkt sowie auf Flora und Fauna, die für die sozialwissenschaftliche Bewertung des Phänomens Klimawandel entscheidend sind.⁸

Den Zusammenhang zwischen der Emission von Treibhausgasen und den durch diese induzierten Klimaänderungen versucht man durch komplizierte Klimamodelle abzubilden und zu quantifizieren. Die Qualität sämtlicher Modelle wird daran überprüft, wie sie vergangene und gegenwärtige Klimazustände wiedergeben. Bezüglich der Prognosefähigkeit ergibt sich jedoch nur eine eingeschränkte (gegenseitige) Verifizierbarkeit und damit ein Problem der Glaubwürdigkeit der Modelle. Am aussagekräftigsten sind nach Schönwiese (1997) globale, dreidimensional auflösende Zirkulationsmodelle, in denen gleichzeitig Atmosphäre, Ozean, Erdoberfläche und Kryosphäre (Eisbedeckung) abgebildet werden.⁹ Unsicherheiten entstehen hier jedoch zum Beispiel aufgrund der beschränkten Rechenkapazität. Diese bedingt, “dass selbst etliche bekannte Prozesse in den Klimamodellen nicht untergebracht werden können” (Schönwiese 1996:21). Unter anderem sind räumliche Auflösungen nur begrenzt möglich.¹⁰ Wird versucht, die zeitliche Entwicklung des Klimas zu simulieren, entstehen “zusätzliche Unsicherheiten bezüglich der Zeitverzögerungen zwischen Ursachen und Effekten” (Schönwiese 1996:26). All diese Probleme tauchen bereits bei der Analyse der Klimawirkungen eines einzigen (hypothetischen) Emissionsszenarios auf. Die Rechenzeitintensität der aufwendigsten Klimamodelle beträgt dabei nach Schönwiese bis zu einigen Monaten pro Simulation. Für die Berechnung der Folgen verschiedenster Emissionsszenarien sowie

⁷So z.B. M. Latif vom MPI für Meteorologie in Hamburg, zitiert in der Frankfurter Rundschau vom 30.11.1999, S.6, zu Vorhersagen bezüglich des Golfstroms: Alle Modellsimulationen zeigten “Abschwächungen im Bereich von vielleicht 20 bis 30 Prozent” bis zum Jahr 2030. “Noch weiß niemand, was mit dem Golfstrom wirklich passiert.”

⁸Schwierigkeiten bei der Quantifizierung dieser Abhängigkeiten entstehen einerseits aufgrund der unklaren Stabilität von Ökosystemen und deren Abhängigkeit von der Geschwindigkeit der Änderungen, andererseits aufgrund möglicher Rückkopplungen z.B. über veränderte Grundwasserstände.

⁹Für einen Überblick über verschiedene alternative Modellierungsansätze vgl. Schönwiese (1997).

¹⁰Schönwiese (1997) nennt eine Gitterpunktweite von 500km mit der Tendenz zu 200km.

eine Sensitivitätsanalyse bezüglich der unsicheren Modellparameter sind diese Modelle daher nur bedingt geeignet. Dafür und für eine Kopplung der Klimamodelle mit sozioökonomischen Modellen kommen somit in der Regel nur vereinfachte Klimamodelle in Betracht, so dass einige Zusammenhänge nicht oder nur rudimentär abgebildet werden können und weitere Modellunsicherheiten bei der Prognose entstehen.

Während durch Klimamodelle also die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge zwischen der Emission von Treibhausgasen und den induzierten Klimawirkungen abgebildet werden, treten sozioökonomische (sowie technische) Fragestellungen am Anfang und am Ende dieser Wirkungskette in der Vordergrund. So muss einerseits auf der Entstehungsseite geklärt werden, welche Maßnahmen ergriffen werden können, um die Emissionen zu verringern, und wie diese (ökonomisch) zu bewerten sind. Andererseits müssen die gesellschaftliche Relevanz und die ökonomischen Kosten der möglichen Klimaänderungen untersucht werden.

Es ist offensichtlich, dass auf der Entstehungsseite der Emissionen zunächst sämtliche Vermeidungsoptionen identifiziert und bewertet werden müssen. Dabei bestehen schon bezüglich der heutigen Technik große Unsicherheiten, darüber hinaus wären aufgrund des langen Zeithorizontes des Klimaproblems auch zukünftige Vermeidungstechnologien relevant. Unsicherheiten bei der Bewertung der Vermeidungsmöglichkeiten sind daher aufgrund der nötigen Abschätzung der technischen Entwicklung dem Problem inhärent. Aus ökonomischer Sicht ergeben sich weitere Probleme der Bewertung der Vermeidungsoptionen, da diese von den Präferenzen aller Individuen abhängig und entsprechend schwer messbar sind.¹¹ Auch wird die Bewertung in der Regel von einem sogenannten Referenzszenario (*baseline, business as usual*) abhängen.¹² Wie sich allerdings die Emissionen ohne umweltpolitische Eingriffe entwickeln würden, ist unklar. Unter anderem hängen sie von der Entwicklung der Erdbevölkerung ab. Erwähnt seien auch die Unsicherheiten, die sich aufgrund des politischen Entscheidungsprozesses bei der Wahl der Emissionsgrößen ergeben. Um die gesellschaftliche Relevanz des Klimawandels zu untersuchen, müssten weiterhin die Kosten bzw. Nutzen der mögli-

¹¹Erwähnt sei auch die Problematik der Aggregation von Präferenzen der einzelnen Individuen. Nach Arrow (1951) ist eine konsistente Aggregation in der Regel nicht möglich.

¹²So weist schon der Begriff der Vermeidungskosten darauf hin, dass die Kosten im Vergleich zu einem Szenario, in dem nicht vermieden wird (dem Basisszenario), bestimmt werden.

chen Klimawirkungen bestimmt werden. Wesentlich dabei ist, wie sich die unmittelbare Beziehung zwischen menschlicher Gesellschaft und Natur, das heißt unter anderem land- und forstwirtschaftliche Produktionsmöglichkeiten, Fischerei und Krankheitsverbreitung, entwickeln (IPCC III 1996:59). Es treten also auch auf der Klimafolgende Seite Unsicherheiten bezüglich der technologischen Entwicklung auf. Eine Bewertung der Klimafolgen wäre somit schon bei Zugrundelegung heutiger Wertemaßstäbe nicht einfach. Sie wird jedoch zusätzlich dadurch erschwert, dass aufgrund der Langfristigkeit des Problems die Wertesysteme zukünftiger Generationen berücksichtigt werden müssten. Die Unsicherheiten bezüglich der Monetarisierung von Klimafolgen lassen sich zum Beispiel am Spektrum der vorliegenden quantitativen Schätzungen für in den USA auftretende Schäden erkennen. Laut IPCC III (1996:203) schwanken die Ergebnisse der Studien für eine Verdopplung des atmosphärischen CO₂-Bestandes ausgehend vom vorindustriellen Niveau zwischen jährlichen Schäden in Höhe von 55.5 Milliarden US-Dollar (Nordhaus 1991) und 139.2 Milliarden US-Dollar (Titus 1992).¹³ Man beachte dabei, dass Nordhaus' Schätzung durch eine ad hoc Vervierfachung des von ihm ermittelten Wertes zustande kommt (Nordhaus 1991:933).

Heutige klimapolitische Entscheidungen müssen in Anbetracht der oben skizzierten Unsicherheiten getroffen werden. Eine weitere, bisher nicht genannte Quelle von Unsicherheit ergibt sich aus dieser selbst: Da einmal getroffene klimapolitische Entscheidungen zukünftig revidiert werden können, spielen auch zukünftige Wissenstände eine Rolle. Heutige Entscheidungen können also auch dadurch beeinflusst werden, dass sich bestimmte Unsicherheiten im Laufe der Zeit autonom (das heißt selbständig) oder durch Forschungsaktivitäten auflösen. Wie sich allerdings der Wissenstand, und damit die Einschätzung der bestehenden Unsicherheiten verändern wird, ist aus heutiger Sicht unsicher.

Neben den angesprochenen naturwissenschaftlichen, sozioökonomischen und Modellunsicherheiten sowie der Problematik des möglichen Lernens können Unsicherheiten zum Beispiel auch bezüglich der Wirksamkeit politischer Maßnahmen sowie bezüglich des zu einer Entscheidung führenden politischen Prozesses bestehen. Diese Unsicherheiten werden in den folgenden Kapiteln jedoch nicht betrachtet. Das heißt, es wird

¹³Als Basisjahr wurde dabei 1990 angegeben.

angenommen, dass über das umzusetzende Emissionsniveau direkt entschieden werden kann. Eine solche klimapolitische Entscheidung erfolgt angesichts der beschriebenen Unsicherheiten. Im nächsten Abschnitt soll erläutert werden, welche Argumente zum Umgang mit diesen Unsicherheiten in der öffentlichen Debatte häufig verwendet werden.

1.2 Umgang mit Unsicherheiten und Lernmöglichkeiten

Die Komplexität des Klimaproblems und die geschilderten Unsicherheiten zeigen sich unter anderem im Spektrum der in der Öffentlichkeit verwendeten Positionen. Auf der einen Seite wurde – einhergehend mit der Forderung nach weitgehenden Emissionsreduzierungen – der Begriff der “Klimakatastrophe” geprägt.¹⁴ Andererseits gibt es Gruppen, die einen anthropogenen Klimawandel und die Notwendigkeit von Vermeidungsmaßnahmen verneinen.¹⁵ Das Spektrum der Meinungen kann an folgenden Zitaten zweier Interessengruppen verdeutlicht werden, die sich jeweils auf bestimmte Wissenschaftler berufen:¹⁶

“...the government says that ... greenhouse gases are warming the earth to a frightening degree, with the potential to induce apocalyptic global warming. The truth is that there is no evidence for such catastrophic changes ... And even if moderate levels of warming were occurring, CO₂'s contribution to this trend and the effect of this trend on the environment are unknown. We do know that CO₂ is beneficial to humankind and do not believe that CO₂ is harming the environment in any way.” (Greening Earth Society 1999)

“Global warming is probably the greatest threat to the future of the planet. ...

¹⁴Nach Engels et al. (1996:19) geschah dies durch Aufrufe der Deutschen Physikalischen Gesellschaft und ein Spiegel-Leitthema “Tod im Treibhaus” im August 1986.

¹⁵Häufig wird dabei auf exogene Quellen von Klimaänderungen wie natürliche Schwankungen der Sonnenaktivität verwiesen.

¹⁶Beide Zitate stammen von den Homepages der jeweiligen Interessengruppen im Internet (www.greeningearthsociety.com bzw. www.climatenetwork.org).

Because of gases that have been emitted in the past – and are still pouring into the atmosphere – it is already too late to prevent some climate change. However, if we start reducing emissions now, we may be able to avoid some of the worst effects.” (Climate Action Network)

Neben diesen direkten Verweisen ausschließlich auf Extrempole bezüglich der Klimafolgen wird häufig auch mit einer möglichen Auflösung der Unsicherheiten argumentiert. Dabei wird die Möglichkeit, durch passives Abwarten oder aktive Forschung das Klimasystem künftig besser zu verstehen, als Argument sowohl von Befürwortern einer sofortigen Emissionsreduktion als auch von deren Gegnern verwendet. Letztere wollen abwarten, bis definitive Erkenntnisse Emissionsreduzierungen bzw. bis eintretende Klimaänderungen nachsorgende Maßnahmen (Deichbau,....) erfordern.¹⁷ So zum Beispiel Jerry Taylor (1998):

“There are a tremendous number of uncertainties that still need to be settled before we can be reasonably sure that action is warranted. Second, we can’t anticipate what sorts of technological advances might occur in the intervening period that might allow far more efficient and less costly control or mitigation strategies than those before us today. . . . it would only be prudent to continue to try to answer open questions about climate change before making major changes to western civilization” .

Die wissenschaftlichen Unsicherheiten werden hier als Argument für eine von wissenschaftlicher Forschung flankierte Business-as-usual-Strategie herangezogen. In der überwiegenden Mehrheit der wissenschaftlichen Appelle ab Mitte der 80-er Jahre wird dagegen das Vorsorgeprinzip in den Vordergrund gestellt (Beck 1999:13). Die Befürworter einer vorsorgenden Politik argumentieren vor allem mit der Langfristigkeit der Klimaänderungen und der potentiellen Irreversibilität der Emissionen von Treibhausgasen. Falls sich die Klimawirkung durch Lernen als schwerwiegend herausstellen sollte, sei es zu spät, nachsorgend einzugreifen. Stattdessen sollten sofortige Emissionsreduktionen vorgenommen werden und die Umweltpolitik später gegebenenfalls an neue

¹⁷Eine solche Haltung wird häufig auch als “learn then act” oder auch “wait and see” bezeichnet.

Wissensstände angepasst werden (“act-learn-act”). So z.B. Joseph Stiglitz (Chief Economist, Weltbank) 1997:¹⁸

“In thinking about how to address climate change it is important to remember that we learn more as time passes. ... This is not to suggest that we should put off dealing with the problem until we understand it better. On the contrary, recognizing the sequential nature of the problem gives us an added incentive to address climate change now. The benefits of our policies include not only emissions reductions and the consequent mitigation of global warming, but also the possibility of learning more about the costs and consequences of our policies. This learning could be used to alter the policies as and when this becomes necessary.”

Diese Sichtweise einer präventiven Klimapolitik ist mittlerweile in den meisten internationalen Abkommen, so im Artikel 3 der UN-Rahmenkonvention über den Klimawandel von 1992, verankert worden.

Das Argument der Lernmöglichkeiten wird wie gesehen in gegensätzlicher Weise verwendet. In dieser Arbeit soll daher insbesondere untersucht werden, wie Lernmöglichkeiten die heutigen Emissionsentscheidungen beeinflussen. Jedoch sollen auch andere Aspekte einer ökonomischen Herangehensweise an klimapolitische Entscheidungen unter Unsicherheit behandelt werden. Diese werden im nächsten Abschnitt kurz vorgestellt.

1.3 Politikfindung aus ökonomischer Sicht

In der umweltökonomischen Analyse wird davon ausgegangen, dass der Konsum von Umweltqualität sowie der Konsum anderer Güter gleichberechtigt zum Nutzen (Wohlergehen) der Konsumenten beitragen können. Bei umweltpolitischen Eingriffen müssen somit eine Veränderung der Umweltqualität und Veränderungen in den Konsummöglichkeiten anderer Güter gegeneinander abgewogen werden. Für die Klimaproblematik

¹⁸In “Stepping Toward Balance: Addressing Global Climate Change”, einer Rede auf der Conference on Environmentally and Socially Sustainable Development, Washington, D.C., am 6. Oktober 1997 (im Internet unter www.worldbank.org).

heißt das, dass ein mit einer Emissionsvermeidung einhergehender Konsumverzicht heute mit den vermiedenen zukünftigen negativen Klimafolgen verglichen werden muss. Nun sind in der Umweltpolitik im Allgemeinen, insbesondere jedoch bei klimapolitischen Entscheidungen, nicht alle diese Größen zum Zeitpunkt der Entscheidungsfindung bekannt. Daher muss versucht werden, alle mögliche Folgen einer Entscheidung, das heißt die möglichen Szenarien, zu charakterisieren: Zu jedem Emissionsverlauf müssen alle möglichen Klimaentwicklungen, deren jeweilig möglichen ökonomischen Konsequenzen und die möglichen Entwicklungen des Wissenstandes unterschieden und einzelnen Szenarien zugeordnet werden. Ein jedes Szenario ist dann (zumindest in der Theorie) so spezifiziert, dass jedem Emissionsverlauf, das heißt jeder Entscheidung, eine eindeutige Konsequenz zugeordnet ist.

Entscheidungskriterien unter Unsicherheit beruhen auf einer Aggregation der Konsequenzen in den einzelnen Szenarien. Bezüglich dieser Konsequenzen wird im Allgemeinen pragmatisch eine Monetarisierbarkeit vorausgesetzt,¹⁹ häufig eine getrennte Messbarkeit der Klimafolgen einerseits sowie der präventiven Emissionsvermeidungsmaßnahmen andererseits. Dies manifestiert sich in den oft verwendeten Begriffen Vermeidungskosten oder Nutzen aus den Emissionen auf der Entstehungsseite, (monetärer) Schaden durch die Folgen der Emissionen oder Nutzen aus der Emissionsvermeidung, das heißt die vermiedenen Schäden, auf der Klimawirkungsseite. Man erkennt bereits an der Begriffsbildung, dass die Größen der Vermeidungskosten und des Nutzen aus der Vermeidung immer von einem Referenzszenario (“business as usual”) abhängen. Sie entsprechen einer monetarisierten Messung der Nutzenänderung gegenüber einem Emissionsverlauf, der sich ohne umweltpolitische Maßnahmen ergeben würde. Die anderen beiden Größen, der Nutzen aus den Emissionen sowie der Schaden aufgrund der Klimafolgen, sind unabhängig von einem solchen Referenzwert. Bereits eine unreflektierte Verwendung dieser Begriffe bei der Bestimmung des “optimalen” Emissionsnive-

¹⁹Dieser Ansatz beruht auf einem anthropozentrischen Weltbild. Die Konsequenzen können durch Konsummöglichkeiten beschrieben werden, die mit bestimmten Nutzen der einzelnen Individuen korrespondieren. Zu den Problemen der Monetarisierung vergleiche auch die Ausführungen in Rohrer und Edenhofer (1996:163). Das dabei insbesondere auftretende Problem der Aggregation von Präferenzen soll hier nicht diskutiert werden. Stattdessen wird von dem Konstrukt eines repräsentativen Konsumenten ausgegangen.

aus kann sich als problematisch erweisen, sofern die Entscheidung unter Unsicherheit zu erfolgen hat. Erläutert wird dies in Kapitel 2 innerhalb eines einfachen statischen umweltökonomischen Modells anhand des Entscheidungskriteriums der Erwartungsnutzenmaximierung sowie des MaxiMin-Kriteriums. Die dort aufzuzeigenden Probleme lassen sich unmittelbar auf ökonomische Modelle, die sich mit der Klimaproblematik beschäftigen, übertragen.

Das gebräuchlichste Kriterium zur Aggregation der unsicheren Konsequenzen ist das bereits angesprochene Erwartungsnutzenkriterium.²⁰ Dabei werden die Nutzen in den einzelnen Szenarien mit ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten gewichtet. Diese Wahrscheinlichkeitsbewertung kann dabei objektiven oder subjektiven Charakter haben. In Bezug auf die Klimaproblematik wird das Zuweisen von Wahrscheinlichkeiten jedoch sehr fragwürdig. So wird im IPCC-Report ausgeführt:

“... in the context of climate change, objective data on the probabilities of all decision outcomes are not available. Subjective probabilities could conceivably be used, but it is unlikely given the range of views related to climate change held by different interest groups that collective agreement could be reached on subjective probabilities for different outcomes” (IPCC III 1996:65)

Die Problematik des Zuweisens einer einzelnen Wahrscheinlichkeitsverteilung liegt unter anderem in einer mangelnden Vergleichbarkeit unterschiedlicher wissenschaftlicher Studien begründet, deren Ergebnisse auf unterschiedlichen Ansätzen beruhen.²¹ Teilweise werden die einzelnen Ergebnisse in Form von Konfidenzintervallen angegeben, so dass als Input in den Entscheidungsprozess verschiedene Wahrscheinlichkeitseinschätzungen zur Verfügung stehen. Zusätzlich zu dem unklaren Prozess der Generierung einer zugrundezulegenden Wahrscheinlichkeitsverteilung wird die Erwartungsnutzenmaximierung auch aus deskriptiver Sicht kritisiert, da sich Individuen häufig nicht als

²⁰Auch bei der Analyse klimapolitischer Maßnahmen wird dieses Kriterium häufig verwendet. So modellieren zum Beispiel Peck und Teisberg (1993) in ihrem CETA-Modell Unsicherheit als Erwartungsnutzen. Auch in Varianten des einflussreichen DICE-Modells von Nordhaus (zusammengefasst in Nordhaus 1994), so in Kolstad (1994,1996) und in Parry (1993), wird dieses Kriterium bei der numerischen Analyse verwendet.

²¹Siehe Keith (1996).

Erwartungsnutzenmaximierer beschreiben lassen.²²

Aufgrund dieser Kritikpunkte ist es sinnvoll, alternative Entscheidungskriterien zu betrachten, die von der Zugrundelegung einer einzelnen Wahrscheinlichkeitsverteilung absehen. Häufig wird vorgeschlagen, die Unsicherheiten durch die Analyse des besten und des schlimmsten Falles, das heißt der Szenarien, die in einem maximalen bzw. minimalen Nutzenniveau resultieren, abzuschätzen.²³ Diese und andere Kriterien wie die MiniMax-Regret-Regel stützen sich jedoch nur auf das pessimistischste bzw. optimistischste Szenario und ignorieren somit einen Großteil der Informationen, die aufgrund wissenschaftlicher Studien zur Verfügung stehen.²⁴ Eine Alternative ist es, die Menge der mit den wissenschaftlichen Studien zu vereinbarenden Wahrscheinlichkeitseinschätzungen zu betrachten, und die Entscheidung auf den minimalen Erwartungsnutzen zu stützen. Dieses Kriterium ist – obwohl auch “biased” in Richtung “worst case” – in der Lage, die zur Verfügung stehenden Informationen differenzierter zu berücksichtigen als das MaxiMin-Kriterium. Formal stimmt das beschriebene Entscheidungskriterium mit einer sogenannten Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung überein.²⁵ Dieses Kriterium, aus dem sich sowohl die herkömmliche Erwartungsnutzenmaximierung als auch das MaxiMin-Kriterium als Spezialfälle ergeben, soll in dieser Arbeit in Kapitel 3 und 4 detailliert vorgestellt und diskutiert werden. Insbesondere wird dabei der Frage nachgegangen, wie die Möglichkeit des Gewinnens neuer Erkenntnisse und eines Auflösens von Unsicherheit heutige Aktivitäten zur Vermeidung von Treibhausgasen beeinflusst. Diese Möglichkeit, die wie oben ausgeführt, sowohl von den Befürwortern der reaktiven als auch von denen der präventiven Politik als Argument benutzt wird, wird in Kapitel 4 für verschiedene Arten neuer Informationen anhand des Choquet-Erwartungsnutzenkriteriums analysiert.

²²In Kapitel 3 wird dieser Kritikpunkt detailliert diskutiert.

²³Man beachte allerdings, dass in der Realität auch hier Probleme auftreten können, da möglicherweise nicht alle möglichen Szenarien zum heutigen Zeitpunkt absehbar sind. Im Folgenden soll jedoch von dieser Möglichkeit abstrahiert werden, da ein solches Nichtwissen nicht adäquat in heutigen Entscheidungen reflektiert werden kann.

²⁴Für einen Überblick und Diskussion diverser Entscheidungskriterien siehe Wätzold (1998:87-101).

²⁵Für die Äquivalenz der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung und des beschriebenen Kriteriums ist die Konvexität der Menge der möglichen Wahrscheinlichkeitsverteilungen nötig. Von dieser wird an dieser Stelle ausgegangen.

Kapitel 2

Die Rolle der Wohlfahrtsmaße

In diesem Kapitel wird ein Entscheidungsproblem betrachtet, bei dem einmalig über die Reduzierung der Emissionen eines Schadstoffes entschieden werden soll. Die Emissionen, die bei Produktion oder Konsum bestimmter Konsumgüter entstehen, beeinflussen die Umweltqualität negativ.¹ In diesem Kontext werden in der umweltökonomischen Literatur verschiedene Zielfunktionen bei der Analyse optimaler umweltpolitischer Maßnahmen verwendet. Einerseits wird versucht, den (erwarteten) Nutzen aus dem Konsum abzüglich des induzierten Umweltschadens zu maximieren. Andererseits werden Kosten und Nutzen der Politikmaßnahmen gegeneinander abgewogen. Das heißt, es wird der (erwartete) Nutzen aus der Emissionsvermeidung in Form vermiedener Umweltschäden abzüglich der damit verbundenen Vermeidungskosten maximiert.

Eine Bestimmung dieser Größen setzt – wie in Partialmodellen üblich – eine getrennte monetäre Bewertung von Umweltqualität auf der einen, des Nutzens aus dem Konsum anderer Güter auf der anderen Seite voraus. Die Vermeidungskosten, die für die Emissionsreduzierung aufgebracht werden müssen, entsprechen dann der in Geldäquivalenten ausgedrückten Nutzeneinbuße gegenüber einem Referenzszenario (*business as usual*), in dem keine Vermeidungsaktivitäten erfolgen. Man beachte, dass zu den Vermeidungs-

¹Für die hier betrachtete einmalige Entscheidung über die Emissionen ist eine Betrachtung des Schadstoffes als Fluss- oder Bestandsgröße äquivalent. In diesem Sinne könnten auch CO₂ und andere Treibhausgase als Beispiel herangezogen werden. Eigenschaften des Klimaproblems, die auf der zeitlichen Struktur beruhen, werden in dem statischen Modell jedoch ausgeblendet.

kosten auch die “Kosten in Form neuer Umweltbelastungen, die mit den gewählten [Vermeidungs]Techniken verbunden sind” (Cansier 1993:72), gehören. Auf der Emissionswirkungsseite wird der Umweltschaden im Vergleich zu einer intakten Umwelt, d.h. einem Naturzustand in dem “nichts passiert” wäre, monetär bewertet. Als Nutzen aus der Emissionsvermeidung wird dann in manchen Arbeiten (z.B. Welsch 1995) der vermiedene Schaden im Vergleich mit dem “business as usual” Szenario bezeichnet. Für diesen Nutzen ist somit auch das Schadensniveau ohne umweltpolitische Eingriffe relevant.

Auch für Entscheidungen unter Unsicherheit, insbesondere auch in Modellen, die sich mit der Klimaproblematik beschäftigen, wurden die beiden oben genannten Zielfunktionen verwendet. So greifen Ulph und Ulph (1997) auf den Nutzen aus Emissionen minus (unsicheren) Umweltschaden, Welsch (1995) auf den (unsicheren) Nutzen aus der Emissionsvermeidung abzüglich der Vermeidungskosten zurück. In diesem Kapitel wird aufgezeigt, unter welchen Bedingungen beide Zielfunktionen zu identischen Emissionsentscheidungen führen bzw. wie sich bei Anwendung verschiedener Entscheidungskriterien die resultierenden “optimalen” Entscheidungen aufgrund der Wahl des Zielfunktionalen (des Wohlfahrtsmaßes) unterscheiden.

Vor der Beantwortung dieser Fragen werden in diesem Kapitel die beiden Zielfunktionen und ein weiteres Wohlfahrtsmaß anhand der Literatur zur Bewertung diskreter Projekte, d.h. von Entweder-oder-Entscheidungen motiviert. In dieser Literatur wird im Allgemeinen auf sogenannte Kompensationsmaße oder Zahlungsbereitschaften für Politikmaßnahmen verwiesen. Diese können sowohl ex ante, d.h. vor der Auflösung der Unsicherheit, als auch ex post bestimmt werden.² In diesem Kapitel wird dann gezeigt, dass die untersuchten Maße in den resultierenden Entscheidungen nur dann übereinstimmen, wenn als Entscheidungskriterium risikoneutrale Erwartungsnutzenmaximierung verwendet wird. Im Allgemeinen muss somit im Einzelfall die Anwendbarkeit der Wohlfahrtsmaße überprüft werden. In diesem Kapitel werden die Unterschiede der optimalen Entscheidungen für das Kriterium der risikoaversen Erwartungsnutzenmaximierung sowie dessen Extremfall des MaxiMin-Kriteriums einer genauen Analyse unterzogen.

²Zur Diskussion dieser Maße siehe Bishop (1986) und Graham (1981).

2.1 Ein einfaches Modell

Betrachtet wird ein einfaches statisches Modell, in dem die Auswirkungen einer politischen Entscheidung auf den Nutzen eines repräsentativen Konsumenten unsicher sind. Der Nutzen des Konsumenten wird in Geldeinheiten gemessen. Der ex post Nutzen, d.h. der Nutzen nach Auflösung der Unsicherheit, hänge von der Entscheidung über das Emissionsniveau $e \in \mathbb{R}$ ab. Er wird mit

$$u = U(e, s)$$

bezeichnet, wobei $s = 1, \dots, S$ den Zustand der Natur repräsentiert, über den zum Zeitpunkt der Entscheidung Unsicherheit besteht.³ Der Nutzen U sei konkav und zweifach stetig differenzierbar im Emissionsniveau:

$$\frac{\partial^2 U}{\partial e^2} < 0 .$$

Diese Spezifikation des ex post Nutzenniveaus schließt die häufig untersuchten Fälle ein, in denen bei Produktion oder Konsum von Gütern Schadstoffe emittiert werden. Falls der Nutzen aus dem Konsum und der durch die Emissionen bedingte Schaden getrennt voneinander bewertet werden können, kann U spezifiziert werden als

$$U(e, s) = V(e, s) - D(e, s) ,$$

wobei $V(\cdot)$ den direkten Nutzen, $D(\cdot)$ den Umweltschaden beschreibt. Ein solcher Ansatz wurde zum Beispiel durch Ulph und Ulph (1997) gewählt. In ihrem Modell ist $V(\cdot)$ unabhängig von s , $D(\cdot)$ ist spezifiziert als $D(e, s) = sd(e)$. In Übereinstimmung mit der obigen Annahme sind bei Ulph und Ulph $V(\cdot)$ konkav, $d(\cdot)$ konvex in e .

³Man beachte, dass der Nutzen nur durch die Emissionen und s bestimmt wird, andere Konsumgüter also nicht betrachtet werden. Im Rahmen eines Partialmodells mit Nutzen der Form $q_0 + \bar{U}(q, e, s)$, wobei q_0 das Numeraire-Gut (Geld), q einen Vektor beliebiger anderer Güter bezeichnet, kann $U(e, s)$ allerdings als maximal bei einem Emissionsniveau e (durch entsprechende umweltpolitische Instrumente) erreichbares Nutzenniveau interpretiert werden, d.h. $U(e, s) = \max_{(q_0, q)} q_0 + \bar{U}(q, e, s)$. Die Ergebnisse bei Ausblendung anderer Konsumgüter lassen sich daher unter Umständen auch in einen allgemeineren Rahmen einbetten.

Die Emissionen ohne umweltpolitische Eingriffe entsprechen einem Status quo Niveau e^0 , das im Folgenden auch als Referenz- oder Basisszenario bezeichnet wird. Weiterhin seien (positive und negative) Transferzahlungen T an den Konsumenten möglich, um diesen für entstehende Verluste oder Gewinne aufgrund einer Politikmaßnahme zu kompensieren. In diesem Fall kann das Nettoeinkommen in einem Naturzustand s – bezeichnet mit $z_s = U(e, s) + T$ – vom Bruttoeinkommen $U(e, s)$ abweichen. Die ex ante Präferenz des repräsentativen Konsumenten bezüglich der ex post Auszahlungsvektoren $(z_s)_s := (z_1, \dots, z_S)$ wird mit Hilfe einer ex ante Nutzenfunktion

$$W((z_s)_s)$$

beschrieben. In Anbetracht der Auswirkungen seiner Emissionsentscheidungen auf den Nutzen des Konsumenten muss ein Regulator festlegen, auf welche Art und Weise, d.h. mit Hilfe welchen Wohlfahrtsmaßes er seine Entscheidungen trifft.

2.2 Die verschiedenen Wohlfahrtsmaße

In diesem Abschnitt werden drei verschiedene Wohlfahrtsmaße definiert, die in den folgenden Abschnitten analysiert werden.

Die natürlichste Art der Entscheidungsfindung durch den Regulator wäre eine Übernahme der Präferenz des hier unterstellten repräsentativen Konsumenten. Dies führt zu einer Wohlfahrtsfunktion

$$W_1(e) = W((U(e, s))_s) .$$

Aufgrund von Informationsbarrieren wird ein solches Vorgehen in der Praxis allerdings in der Regel nicht möglich sein. In der Literatur zur Bewertung von Politikmaßnahmen wird daher häufig auf die Methode der kontingenten Evaluierung verwiesen. Dieser Methode liegt ein Vergleich von je zwei Politikszenerarien zugrunde. Zur Bestimmung des oft verwendeten Maßes der kompensierenden Variation werden die Konsumenten befragt, wie viel zu zahlen sie für eine bestimmte Politikmaßnahme – in dem hier betrachteten Fall also für eine Emissionsänderung vom Status quo e^0 zu einem neuen Niveau e – bereit sind, bzw. wie hoch eine Kompensationszahlung an sie ausfallen müsste, so dass

sie sich durch den Politikwechsel nicht schlechter stellen.⁴ Da die Nutzenänderung für die Konsumenten in verschiedenen Naturzuständen s unterschiedlich ausfallen kann, weicht die ex ante Zahlungsbereitschaft im Allgemeinen von der ex post Zahlungsbereitschaft für einen Politikwechsel von e^0 nach e ab. Die ex ante Zahlungsbereitschaft, d.h. die ex ante kompensierende Variation, $CV(e)$ ist im hier betrachteten Modell implizit definiert als

$$W((U(e, s) - CV(e))_s) = W((U(e^0, s))_s) .$$

Man beachte, dass die kompensierende Variation vom Status quo Niveau e^0 abhängt. Um die Notation möglichst einfach zu halten, wird dieses exogen gegebene Emissionsniveau als Argument unterdrückt. Basierend auf diesem Maß der ex ante kompensierenden Variation sollte ein Politikwechsel von e^0 nach e durchgeführt werden, sofern $CV(e) > 0$ gilt. Da bei der Entscheidung über ein Emissionsniveau jedoch in der Regel nicht nur zwei verschiedene Politiken, sondern ein Kontinuum an Emissionswerten zur Verfügung stehen, scheint es sinnvoll zu sein, das Emissionsniveau zu wählen, das das Maß der ex ante kompensierenden Variation maximiert. Dies führt zu der Wohlfahrtsfunktion:

$$W_2(e) = CV(e) .^5$$

In der Literatur zur Bewertung von Politikmaßnahmen wird jedoch häufig debattiert, ob die ex ante Zahlungsbereitschaft die Bewertung bestimmen sollte oder ob ex post Werte aggregiert werden sollten.⁶ In dem hier analysierten Modell würde die ex post Zahlungsbereitschaft im Naturzustand s durch

$$\begin{aligned} U(e, s) - CV(e, s) &= U(e^0, s) \\ \Leftrightarrow CV(e, s) &= U(e, s) - U(e^0, s) \end{aligned}$$

⁴Für einen Überblick über die Methode der kontingenten Evaluierung siehe Hanley und Spash (1995).

⁵Man beachte, dass dieses Maß der ex ante kompensierenden Variation häufig als Optionspreis bezeichnet wird, sofern es sich bei der Aggregationsfunktion $W(\cdot)$ um einen Erwartungsnutzen handelt. Siehe dazu Ahlheim (1998:554). Das Wohlfahrtskriterium $W_2(\cdot)$ führt somit zu einer Maximierung des Optionspreises einer Entscheidung.

⁶Für eine Diskussion siehe Graham (1981), Meier und Randall (1991), Ready (1995). Ready (1995) führt einerseits normative Argumente für das ex ante Maß an, verweist andererseits jedoch auf Schwierigkeiten dieses zu bestimmen.

bestimmt sein. Auch deren Abhängigkeit vom Status quo e^0 wird in der Notation zur Vereinfachung weggelassen. Der Regulator müsste diese ex post Zahlungsbereitschaften geeignet aggregieren, um eine ex ante Bewertung der Politikmaßnahme zu erhalten. Unter der Annahme, dass der Regulator unsichere ex post Werte in gleicher Weise wie der repräsentative Konsument bewertet, erhält man als drittes Wohlfahrtsmaß

$$W_3(e) = W((CV(e, s))_s) .$$

Die Wohlfahrtsmaße $W_2(\cdot)$ und $W_3(\cdot)$ hängen folglich vom Status quo e^0 ab. Auf das Wohlfahrtskriterium $W_1(\cdot)$ dagegen hat dieses Ausgangsemissionsniveau keinen Einfluss.

Auch in dem Strang der umweltökonomischen Literatur, der sich nicht mit Bewertungsfragen, sondern mit der theoretischen Untersuchung “optimaler” Emissionsniveaus beschäftigt, werden unterschiedliche Wohlfahrtsmaße verwendet. Betrachtet werde wiederum das Beispiel aus dem vorangehenden Abschnitt, d.h. $U(e, s) = V(e, s) - D(e, s)$. Wie bereits erläutert legen Ulph und Ulph (1997) direkt dieses Wohlfahrtsmaß ihrer Analyse zugrunde. Andere Autoren, wie zum Beispiel Welsch (1995), dagegen versuchen, Vermeidungsmaßnahmen zu evaluieren, indem sie den (erwarteten) Nutzen aus der Emissionsvermeidung abzüglich der Vermeidungskosten maximieren. Der Nutzen aus der Emissionsvermeidung entspricht dabei dem vermiedenen Umweltschaden $D(e^0, s) - D(e, s)$, die Vermeidungskosten entsprechen dem Nutzenverlust $V(e^0, s) - V(e, s)$ im Vergleich zu dem Referenzszenario e^0 . Welsch (1995) analysiert somit die Nutzendifferenz $U(e, s) - U(e^0, s)$, wobei $U(\cdot)$ wie in Ulph und Ulph (1997) definiert ist, und verwendet folglich das Wohlfahrtskriterium $W_3(\cdot)$.

2.3 Äquivalenz der Wohlfahrtsmaße?

Nachdem im vorangehenden Abschnitt drei verschiedene Wohlfahrtsmaße eingeführt wurden, stellt sich nun die Frage, unter welchen Umständen die resultierenden Entscheidungen übereinstimmen, die Unterscheidung der Wohlfahrtsmaße somit überflüssig ist. Hierbei wird sich zeigen, dass die Abhängigkeit der Maße W_2 und W_3 vom Status quo e^0

im Allgemeinen Unterschiede in den jeweiligen “optimalen” Emissionsniveaus bedingt.

Damit zu einer bestimmten Aggregationsregel $W(\cdot)$ die Entscheidungen bei Verwendung von $W_1(\cdot)$ und $W_3(\cdot)$ unabhängig von den konkreten ex post Nutzenwerten $U(e, s)$ übereinstimmen, muss für beliebige Vektoren $(U(e^0, s))_s$ und Emissionsniveaus e^1, e^2 gelten, dass:

$$\begin{aligned} & W((U(e^1, s))_s) > W((U(e^2, s))_s) \\ \Leftrightarrow & W((U(e^1, s) - U(e^0, s))_s) > W((U(e^2, s) - U(e^0, s))_s) . \end{aligned}$$

Der Analyse, für welche $W(\cdot)$ dies erfüllt ist, dient das folgende Lemma:

Lemma 2.1 *Sei \succeq eine stetige, monotone Präferenzrelation definiert auf \mathbb{R}^S für die gilt, dass für beliebige $x^1, x^2 \in \mathbb{R}^S$*

$$x^1 \succeq x^2 \quad \Longrightarrow \quad x^1 + a \succeq x^2 + a , \quad \text{für alle } a \in \mathbb{R}^S .$$

Dann hat \succeq eine lineare Struktur, d.h. es gibt einen Vektor $\pi = (\pi_1, \dots, \pi_S) \in \mathbb{R}_+^S$ mit $\sum_s \pi_s = 1$, so dass für alle $x^1, x^2 \in \mathbb{R}^S$ gilt:

$$x^1 \succeq x^2 \Leftrightarrow \pi \cdot x^1 \geq \pi \cdot x^2 .$$

Interpretiert man π als Wahrscheinlichkeitsverteilung über $s = 1, \dots, S$, so wird entsprechend der in Lemma 2.1 beschriebenen Präferenz $\succeq x^1$ genau dann x^2 vorgezogen, wenn der Erwartungsnutzen für x^1 größer ist. Der Beweis von Lemma 2.1 erfolgt im Anhang 2A.

Die Anwendung von Lemma 2.1 auf die durch $W(\cdot)$ repräsentierte Präferenzordnung führt unmittelbar zur folgenden Proposition:

Proposition 2.1 *Sei $W(\cdot) : \mathbb{R}^S \rightarrow \mathbb{R}$ stetig und monoton. Die Maximierung der auf $W(\cdot)$ basierenden Wohlfahrtsmaße W_1, W_2 und W_3 führt unabhängig von der speziellen Form von $U(\cdot)$ zu identischen Entscheidungen genau dann wenn $W(\cdot)$ als risikoneutraler Erwartungsnutzen interpretiert werden kann, d.h. bis auf monotone Transformation die Form $W((z_s)_s) = \sum_s \pi_s z_s$ hat.*

Der Beweis der Proposition erfolgt im Anhang 2A. Nach Proposition 2.1 stimmen die auf einer Maximierung von W_1 , W_2 und W_3 basierenden Entscheidungen für risikoneutrale Erwartungsnutzenmaximierer überein, insbesondere also auch für den Fall von Sicherheit, d.h. bei ex ante bekanntem Naturzustand s . Dieser Fall ist in Abbildung 2.1 dargestellt. Für alternative Aggregationsregeln stellt sich jedoch die Frage, wie die resultierenden “optimalen” Emissionsniveaus aufgrund der Wahl des Wohlfahrtsmaßes differieren. Für den Fall einer risikoaversen Erwartungsnutzenmaximierung und dessen Extremfall eines MaxiMin-Kriteriums soll dies im Folgenden analysiert werden.

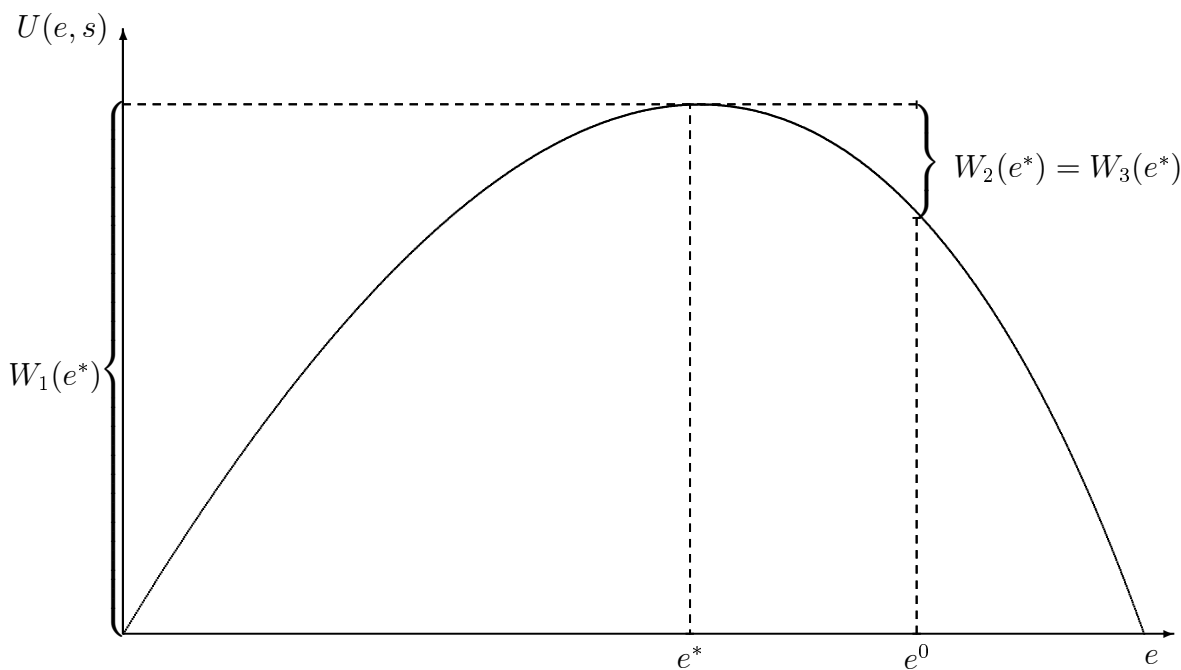


Abbildung 2.1: Die Äquivalenz der Wohlfahrtsmaße unter Sicherheit.

2.4 Risikoaverse Erwartungsnutzenmaximierung

In diesem Abschnitt werden die Entscheidungen basierend auf einer risikoaversen Erwartungsnutzenmaximierung bezüglich eines Wahrscheinlichkeitsmaßes π untersucht. Die Aggregationsregel $W(\cdot)$ hat hier die folgende Form:

$$W((z_s)_s) = \int \phi(z_s) d\pi(s) ,$$

wobei ϕ eine konkave von-Neumann-Morgenstern-Nutzenfunktion ist, das heißt

$$\phi' > 0 \quad , \quad \phi'' < 0 .$$

Bei Anwendung des ersten Wohlfahrtsmaßes

$$W_1(e) = \int \phi(U(e, s))d\pi(s)$$

führt die Maximierung zu der folgenden Optimalitätsbedingung:

$$\begin{aligned} 0 &= W_1'(e) \\ &= \int \phi'(U(e, s))[U_e(e, s)]d\pi(s) . \end{aligned} \quad (2.1)$$

Das zweite Wohlfahrtsmaß $W_2(e) = CV(e)$ ist für risikoaverse Erwartungsnutzenmaximierung implizit gegeben durch

$$\int \phi(U(e, s) - CV(e))d\pi(s) = \int \phi(U(e^0, s))d\pi(s) .$$

Als Bedingung erster Ordnung ergibt sich

$$\begin{aligned} 0 &= W_2'(e) \\ &= \frac{\int \phi'(U(e, s) - CV(e))[U_e(e, s)]d\pi(s)}{\int \phi'(U(e, s) - CV(e))d\pi(s)} . \end{aligned} \quad (2.2)$$

Schließlich ist das Wohlfahrtsmaß W_3 definiert als

$$W_3(e) = \int \phi(U(e, s) - U(e^0, s))d\pi(s) .^7$$

Die Optimalitätsbedingung lautet hier:

$$\begin{aligned} 0 &= W_3'(e) \\ &= \int \phi'(U(e, s) - U(e^0, s))[U_e(e, s)]d\pi(s) . \end{aligned} \quad (2.3)$$

Die optimalen Emissionsniveaus seien mit e^{*1} , e^{*2} bzw. e^{*3} bezeichnet. Die Auswirkungen der Wahl des Wohlfahrtsmaßes ergeben sich aus einem Vergleich der Emissionsniveaus e^{*1} , e^{*2} und e^{*3} . Zunächst werden jedoch die Auswirkungen der Risikoaversion auf die Entscheidungen für jedes der drei Wohlfahrtsmaße getrennt untersucht. Dafür wird eine weitere Annahme bezüglich der Auswirkungen des Naturzustandsparameters s auf den Nutzen $U(\cdot)$ getroffen.

⁷Man beachte den Unterschied zwischen W_3 und dem manchmal verwendeten Maß des erwarteten Konsumentensurplus $\int [U(e, s) - U(e^0, s)]d\pi(s)$, das sich aus risikoneutraler Aggregation der ex post Zahlungsbereitschaften ergibt. Zur Diskussion dieser Größe sei auf Ready (1995) verwiesen.

Annahme 2.1 Nutzen U und Grenznutzen $U_e = \frac{\partial U}{\partial e}$ fallen in s :

$$\begin{aligned} U(e, s) &> U(e, \bar{s}) \quad \text{und} \\ U_e(e, s) &> U_e(e, \bar{s}) \quad \text{für } s < \bar{s}. \end{aligned}$$

Der Parameter s kann somit direkt als Schadensparameter interpretiert werden, da ein größerer Wert für s mit einem kleineren ex post Nutzen verbunden ist.

Unter dieser Annahme 2.1 erhält man aus dem Vergleich der risikoaversen Emissionsniveaus e^{*1} , e^{*2} bzw. e^{*3} mit dem risikoneutralen Wert – im Folgenden bezeichnet als e^* – die folgende Proposition.

Proposition 2.2 (i) *Im Vergleich zu einer risikoneutralen Entscheidung führt Risikoaversion zu geringeren Emissionsniveaus, falls die Wohlfahrtsmaße W_1 oder W_2 verwendet werden. Das heißt, es gilt $e^{*1} < e^*$ und $e^{*2} < e^*$.*

(ii) *Falls die risikoneutrale Wohlfahrtsmaximierung eine Reduzierung der Emissionen vom Status quo Niveau e^0 erfordert, dann liegt das optimale Emissionsniveau unter Verwendung des Wohlfahrtsmaßes W_3 über dem risikoneutralen Wert, d.h. $e^{*3} > e^*$. Sollte dagegen eine Ausweitung der Emissionen unter Risikoneutralität erfolgen, d.h. $e^* > e^0$ gelten, dann führt Risikoaversion zu einer weniger starken Emissionsausweitung, d.h. $e^{*3} < e^*$.*

Die Emissionswerte unter Risikoaversion sind also geringer als die zugehörigen risikoneutralen Werte, sofern das erste oder zweite Wohlfahrtskonzept verwendet wird. Dieses Resultat ist intuitiv, da die Annahme der in s fallenden Grenznutzen $U_e(e, s)$ impliziert, dass der Absolutwert der Differenz zwischen zwei ex post Nutzenniveaus, $U(e, s) - U(e, \bar{s})$, im Emissionsniveau e steigt. Somit erfordert eine Verringerung des Risikos eine Reduzierung der Emissionen. Bei der Bestimmung des Wohlfahrtsmaßes W_3 ist das Risiko jedoch anderen Ursprungs: Es ist bedingt durch die unsicheren *Veränderungen* der ex post Nutzen aufgrund eines vom Status quo e^0 abweichenden Emissionsniveau e . Das Risiko kann vollständig vermieden werden, indem nicht vom Status quo abgewichen wird, d.h. kein umweltpolitischer Eingriff erfolgt. Falls eine Verringerung der Emissionen bei risikoneutralem Verhalten optimal ist, führt eine darüber

hinaus gehende Vermeidung zu verstärktem Abweichen vom Status quo, d.h. weitere Vermeidung generiert zusätzliches Risiko. Folglich führt Risikoaversion zu einer weniger starken Reduktion der Emissionen verglichen mit der Vermeidungsaktivität im risikoneutralen Fall. Umgekehrt reduziert eine Verringerung der Emissionen vom risikoneutralen Niveau das Risiko, falls e^* größer ist als e^0 . In diesem Fall ist also eine geringere Expansion der Emissionen optimal. Somit führt in beiden Fällen Risikoaversion zu einem geringeren Abweichen der Emissionsentscheidung vom Status quo Niveau. Der ausführliche Beweis der Proposition 2.2 findet sich im Anhang 2A.

Nachdem in Proposition 2.2 die Auswirkungen von Risikoaversion auf die Entscheidungen bei den verschiedenen Wohlfahrtsmaßen untersucht wurden, werden nun die Unterschiede der Emissionsniveaus e^{*1} , e^{*2} und e^{*3} analysiert:

Proposition 2.3 (i) Falls die Präferenzen fallende absolute Risikoaversion (DARA) aufweisen, gilt $e^{*1} > e^{*2}$. Für steigende absolute Risikoaversion (IARA) folgt $e^{*1} < e^{*2}$. Die Entscheidungen basierend auf dem ersten und zweiten Wohlfahrtsmaß sind identisch, sofern konstante absolute Risikoaversion (CARA) vorliegt.⁸

(ii) Das aus der Maximierung von W_3 abgeleitete optimale Emissionsniveau, e^{*3} , ist größer als e^{*1} bzw. e^{*2} , falls das Ausgangsniveau e^0 größer ist als e^{*1} bzw. e^{*2} . Falls eine Ausweitung der Emissionen für die ersten beiden Wohlfahrtsmaße optimal ist, kann e^{*3} größer oder kleiner als e^{*1} und e^{*2} sein.

Die Entscheidungen eines risikoaversen Entscheidungsträgers sind somit abhängig von der Wahl des Wohlfahrtsmaßes. Für den sicher interessanteren Fall, dass eine Einschränkung der Emissionen vom Status quo Niveau sowohl bei Verwendung des ersten als auch des zweiten Wohlfahrtsmaßes optimal ist, werden weniger Emissionen vermieden, falls sich die Entscheidung auf die Maximierung des dritten Maßes stützt. Der Grund ist wiederum die unterschiedliche Quelle des Risikos. Beim dritten Wohlfahrtsmaß sind die Risiken kleiner, je weniger man vom Status quo abweicht, das heißt hier, je weniger Emissionen vermieden werden. Die Differenzen zwischen e^{*1} und e^{*2} sind

⁸Das Maß der absoluten Risikoaversion ist dabei über die von-Neumann-Morgenstern-Nutzenfunktion ϕ definiert als $-\phi''/\phi'$. Ist diese Funktion konstant (fallend, steigend), liegt konstante (fallende, steigende) absolute Risikoaversion vor.

jedoch anderen Ursprungs. Bestimmend ist hier, wie sich die absolute Risikoaversion bei zunehmenden Einkommen entwickelt. Bleibt sie konstant, so stimmen beide Entscheidungen überein. Der Beweis von Proposition 2.3 erfolgt im Anhang 2A.

Entscheidungen, die auf dem Wohlfahrtsmaß $W_3(\cdot)$ beruhen, weichen somit im Allgemeinen von den auf den anderen beiden Maßen basierenden ab. Wie bereits erläutert wurde, verwenden Ulph und Ulph (1997) das Wohlfahrtsmaß W_1 , wohingegen die Analyse von Welsch (1995) implizit auf dem dritten Wohlfahrtsmaß beruht. Mit den in diesem Abschnitt hergeleiteten Ergebnissen folgt somit, dass eine Analyse basierend auf den Wohlfahrtsmaßen dieser Autoren in der Regel zu unterschiedlichen Ergebnissen führen *muss*, selbst wenn die gleiche Problemstellung behandelt wird! So impliziert eine größere Risikoaversion beim Maß von Ulph und Ulph (1997) eine verstärkte, bei dem von Welsch eine verringerte Vermeidungsaktivität.

Im nächsten Abschnitt werden die Unterschiede der Wohlfahrtsmaße anhand des MaxiMin-Kriteriums verdeutlicht.

2.5 MaxiMin-Kriterium

Das MaxiMin-Kriterium kann auf zwei Weisen interpretiert werden: Einerseits als Extremfall einer Erwartungsnutzenmaximierung, wenn der Entscheidungsträger maximal (unendlich) risikoavers ist, und sich somit nur am für ihn schlimmsten Naturzustand orientiert. Andererseits kann dieses Kriterium auch dann angewendet werden, wenn den einzelnen Naturzuständen keine (subjektiven oder objektiven) Wahrscheinlichkeiten verlässlich zugewiesen werden können, und somit ein Fall von Unsicherheit im Sinne von Knight (1921) vorliegt. Für das MaxiMin-Kriterium ist die Aggregationsregel $W(\cdot)$ gegeben durch:

$$W((z_s)_s) = \min_s z_s .$$

Somit folgt

$$W_1(e) = \min_s U(e, s) . \tag{2.4}$$

Die ex ante kompensierende Variation $CV(e)$ ist implizit gegeben durch

$$\min_s[U(e, s) - CV(e)] = \min_s[U(e^0, s)] ,$$

so dass sich für das zweite Wohlfahrtskonzept folgender Ausdruck ergibt:

$$W_2(e) = \min_s[U(e, s)] - \min_s[U(e^0, s)] . \quad (2.5)$$

Das Wohlfahrtsmaß $W_3(\cdot)$ ist spezifiziert als:

$$W_3(e) = \min_s[U(e, s) - U(e^0, s)] . \quad (2.6)$$

Der letzte Term in (2.5) ist unabhängig von e . Daher unterscheiden sich W_1 und W_2 nur durch eine Konstante und führen zu der gleichen Entscheidung. Zu untersuchen ist also der Unterschied zwischen den Entscheidungen basierend auf W_1 (W_2) auf der einen und W_3 auf der anderen Seite.

Unter Annahme 2.1 ergibt sich für das Wohlfahrtsmaß $W_1(\cdot)$

$$W_1(e) = U(e, \max s) ,$$

und somit die Optimalitätsbedingung:

$$W_1'(e) = W_2'(e) = U_e(e, \max s) = 0 . \quad (2.7)$$

Die Lösung sei mit e^{m1} bzw. e^{m2} bezeichnet.

Für das dritte Wohlfahrtsmaß müssen die ex post Nutzenänderungen

$$U(e, s) - U(e^0, s)$$

untersucht werden. Diese fallen in s , falls $e > e^0$, wachsen jedoch, sofern $e < e^0$ gilt. Bestimmend für den minimalen Nutzenzuwachs aufgrund eines Politikwechsels ist also der kleinste (größte) Schadensparameter s , sofern ein Vermeiden (Ausdehnen) von Emissionen geplant ist. Die Wohlfahrtsfunktion ergibt sich somit aus:

$$W_3(e) = \begin{cases} U(e, \max s) - U(e^0, \max s), & \text{für } e \geq e^0 \\ U(e, \min s) - U(e^0, \min s), & \text{für } e < e^0 . \end{cases}$$

Das optimale Emissionniveau, e^{m3} , ist somit charakterisiert durch die folgenden Bedingungen:

$$U_e(e^{m3}, \max s) = 0, \quad \text{falls } e^{m3} > e^0 \quad (2.8)$$

$$U_e(e^{m3}, \min s) = 0, \quad \text{falls } e^{m3} < e^0 \quad (2.9)$$

$$U_e(e^{m3}, \max s) \leq 0 \leq U_e(e^{m3}, \min s), \quad \text{falls } e^{m3} = e^0. \quad (2.10)$$

Der Vergleich der Emissionsniveaus e^{m3} und $e^{m1}(= e^{m2})$ führt zum folgenden Ergebnis:

Proposition 2.4 *Die Emissionen, die auf der Maximierung von W_3 beruhen, übersteigen die Optimalwerte der anderen beiden Wohlfahrtsmaße, d.h. $e^{m3} \geq e^{m1} = e^{m2}$. Das Optimalniveau e^{m3} hängt vom Status quo Niveau e^0 ab. Innerhalb des Intervalls der ex post möglicherweise optimalen Emissionswerte ist es das Niveau, das die kleinste Emissionsänderung erfordert.*

Bei Anwendung des MaxiMin-Kriteriums rechnet der Entscheidungsträger also ausschließlich mit dem schlechtesten Fall. Dies ist bei den ersten beiden Wohlfahrtsmaßen der minimale Nutzen, beim dritten Kriterium dagegen der minimale Nutzengewinn. Daraus ergibt sich bei W_3 eine starke Aversion gegen Politikänderungen. Die Abhängigkeit des Emissionsniveaus e^{m3} vom Ausgangsniveau e^0 ist in Abbildung 2.2 dargestellt. Der Beweis von Proposition 2.4 findet sich im Anhang 2A.

Die gezeigten Eigenschaften des dritten Wohlfahrtsmaßes implizieren auch mögliche Probleme bei der Verwendung von Größen wie Vermeidungskosten oder Nutzen aus der Emissionsvermeidung. Um dies zu verdeutlichen, wird noch einmal auf die Spezifikation von $U(\cdot)$ als Nutzen aus Emissionen minus Umweltschaden, d.h. $U(e, s) = V(e, s) - D(e, s)$, zurückgegriffen.

Beispiel 2.1 *Sei $D(e, s) = d(e)$ unabhängig von s . Dann ist einerseits $\arg \min_s U(e, s) = \arg \min_s V(e, s)$, andererseits gilt jedoch $\arg \min_s [U(e, s) - U(e^0, s)] = \arg \max_s [V(e^0, s) - V(e, s)]$. Sollte Annahme 2.1 gelten, d.h. ein hoher Nutzen aus den Emissionen auch hohe Vermeidungskosten implizieren, unterscheiden sich die jeweils "schlimmsten" Naturzustände. Einerseits wird der minimale Nutzen $U(e, \max s)$, andererseits die maximalen Vermeidungskosten als "worst case" angesehen.*

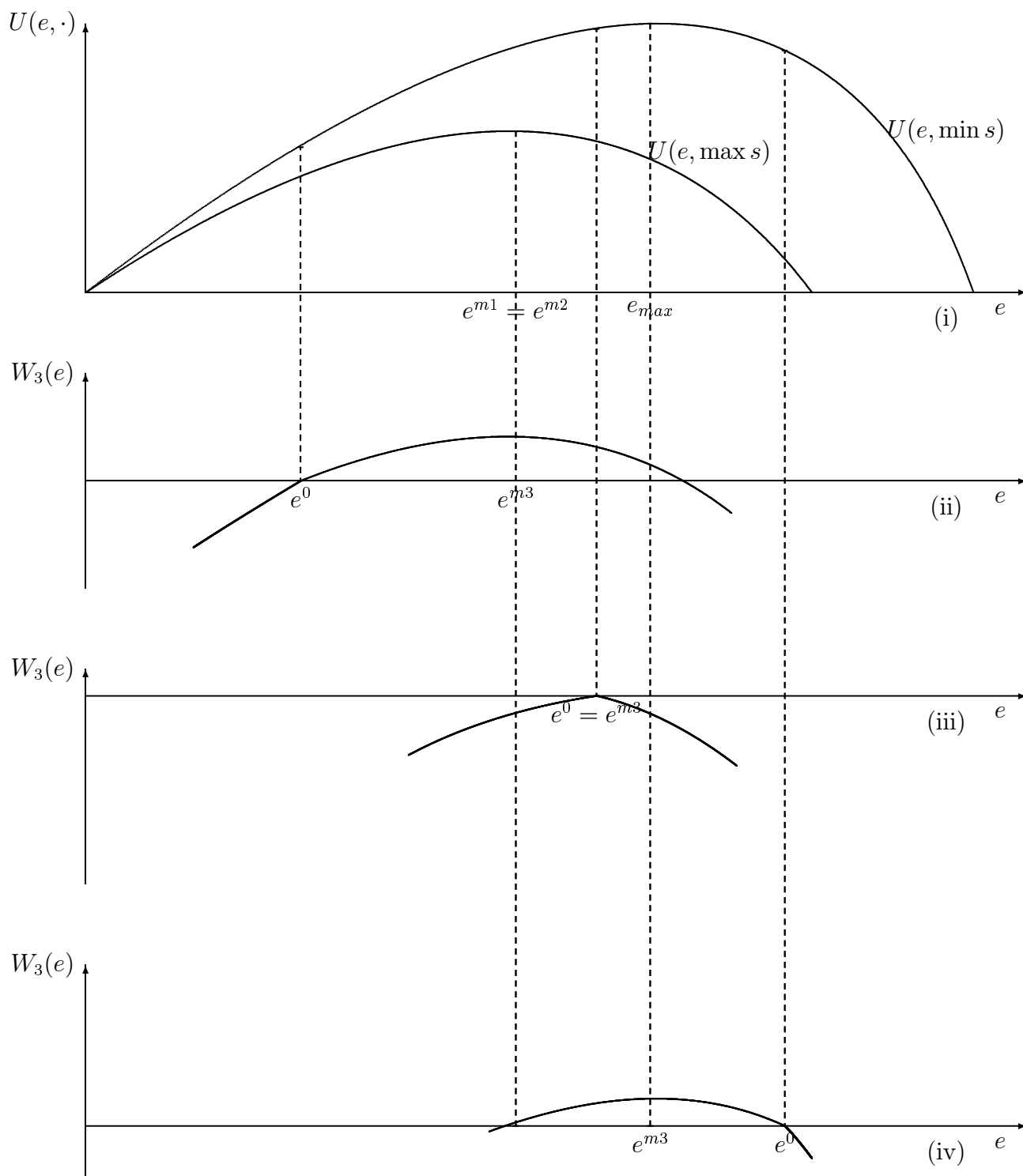


Abbildung 2.2: Optimale Entscheidungen beim MaxiMin-Kriterium. (i) zeigt den ex post Nutzen für minimale und maximale Schadensparameter. e^{m1} und e^{m2} entsprechen dem Optimalniveau für max s . Entscheidungen bei $W_3(\cdot)$ in Abhängigkeit vom Status quo sind in (ii)-(iv) dargestellt. (ii) illustriert e^{m3} für kleines e^0 , (iii) für e^0 zwischen den Optimalniveaus für max s und min s . In (iv) liegt e^0 über dem Optimalniveau, die optimale Entscheidung entspricht dem Optimalpunkt für min s .

Beispiel 2.2 Sei nun $V(e, s) = v(e)$ unabhängig von s . Dann ist $\arg \min_s U(e, s) = \arg \max_s D(e, s)$. Weiter gilt $\arg \min_s [U(e, s) - U(e^0, s)] = \arg \min_s [D(e^0, s) - D(e, s)]$. Unter Annahme 2.1 wäre hier ein hoher Umweltschaden mit einem großen Nutzen aus der Emissionsvermeidung verbunden. Unter Verwendung von W_1 und W_2 würde ein hoher Umweltschaden, bei Anwendung von W_3 dagegen ein geringer Nutzen aus der Vermeidung als “worst case” angesehen werden.

2.6 Diskussion und Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde analysiert, wie Emissionsentscheidungen unter Unsicherheit von der Wahl eines Wohlfahrtsmaßes abhängen. Drei verschiedene Maße wurden untersucht, das erste basierte auf dem ex ante Nutzen, das zweite auf der ex ante kompensierenden Variation, das dritte auf ex post Nutzenänderungen aufgrund der Emissionsänderung. Insbesondere das erste und das dritte Konzept sind interessant, da – wie gesehen – das Konzept der Vermeidungskosten und des Nutzens aus der Emissionsvermeidung auf einem Nutzenvergleich beruhen und somit in das dritte Wohlfahrtskonzept eingebettet werden können.

Die Untersuchung zeigte, dass die Entscheidungen nur im Fall risikoneutraler Erwartungsnutzenmaximierung übereinstimmen. Für alle anderen Entscheidungskriterien ergeben sich Unterschiede. Die ersten beiden Wohlfahrtsmaße differieren bezüglich der resultierenden Entscheidungen bei risikoaverser Erwartungsnutzenmaximierung mit nicht konstanter absoluter Risikoaversion, wohingegen die Entscheidungen zusammenfallen, falls das MaxiMin-Kriterium angewendet wird. Grundlegender sind die Unterschiede zwischen den ersten beiden und dem dritten Wohlfahrtsmaß. Hier beruhen die gezeigten Unterschiede auf der Abhängigkeit des dritten Maßes vom Basisszenario e^0 und darauf, dass der Nutzen in diesem Szenario auch von der Ausprägung des Naturzustandes abhängt. So ist ein großer Umweltschaden im Allgemeinen mit einem großen Nutzen aus der Emissionsvermeidung, ein großer Nutzen aus den Emissionen mit hohen Vermeidungskosten verbunden. Diese Abhängigkeit der Größen der Vermeidungskosten und des Nutzens aus Emissionsvermeidung vom Basisszenario lassen es als notwendig

erscheinen, deren Verwendung in ökonomischen Modellen zur umweltpolitischen Entscheidungsfindung zumindest kritisch zu hinterfragen. Präferiert werden sollte meines Erachtens ein Wohlfahrtsmaß, das direkt auf den erzielten Nutzen rekurriert und somit die Abhängigkeit vom Ausgangsemissionsniveau vermeidet. Falls jedoch informationelle Hindernisse bestehen und eine Messung von Zahlungsbereitschaften durch Befragungen zumeist auf dem Vergleich der Auswirkungen zweier Politikentscheidungen beruht, könnte eine Anwendung des zweiten und des dritten Wohlfahrtsmaßes erforderlich sein. Es verbleibt somit die Notwendigkeit, in jeder spezifischen Situation die Eignung der jeweiligen Wohlfahrtsmaße zu überprüfen.

2A Anhang: Beweise zu Kapitel 2

Beweis von Lemma 2.1:

Aus der Stetigkeit der Präferenz folgt die Repräsentierbarkeit durch eine stetige Nutzenfunktion $W(x)$. Wegen der Monotonieeigenschaft kann diese definiert werden als $x \sim W(x) \cdot (1, \dots, 1)$ (Zum Beweis siehe MasColell et al. 1995:47). Man beachte, dass daher $W(\alpha \cdot (1, \dots, 1)) = \alpha$ ist. Somit folgt aus $x \sim W(x) \cdot (1, \dots, 1)$ auch $x + y \sim W(x) \cdot (1, \dots, 1) + y$ für beliebige Vektoren y . Es gilt also:

$$\begin{aligned}
 W(x + y) &= W(W(x) \cdot (1, \dots, 1) + y) \\
 &= W(y + W(x) \cdot (1, \dots, 1)) \\
 &= W(W(y) \cdot (1, \dots, 1) + W(x) \cdot (1, \dots, 1)) \\
 &= W((W(x) + W(y)) \cdot (1, \dots, 1)) \\
 &= W(x) + W(y) .
 \end{aligned}$$

Daraus folgt unmittelbar, dass $W(z \cdot x) = zW(x)$, also auch $W(\frac{1}{z} \cdot x) = \frac{1}{z}W(x)$ für ganzzahlige z . Sei $\alpha \in \mathbb{R}$ beliebig, approximiert durch eine Folge $\frac{p^n}{q^n} \rightarrow \alpha$. Dann gilt aufgrund der Stetigkeit von $W(\cdot)$:

$$\begin{aligned}
 W(\alpha x) &= W(\lim_n \frac{p^n}{q^n} \cdot x) \\
 &= \lim_n W(\frac{p^n}{q^n} \cdot x) \\
 &= \lim_n \frac{p^n}{q^n} W(x) \\
 &= \alpha W(x) .
 \end{aligned}$$

$W(\cdot)$ ist somit linear und darstellbar als $W(x) = \pi \cdot x$, wobei $\pi_s \geq 0$. Q.E.D.

Beweis von Proposition 2.1:

Angenommen W_1 und W_3 führen unabhängig von $U(\cdot)$ zu identischen Entscheidungen. Die Präferenz \succeq , definiert durch $x^1 \succeq x^2 \Leftrightarrow W(x^1) \geq W(x^2)$, erfüllt dann die Voraussetzungen von Lemma 2.1. Dieses besagt dann, dass die Präferenz auch als $x^1 \succeq x^2 \Leftrightarrow \sum_s \pi_s x_s^1 \geq \sum_s \pi_s x_s^2$ dargestellt und somit als Erwartungsnutzen interpretiert werden kann.

Umgekehrt wird nun angenommen, dass die Präferenz als risikoneutrales Erwartungsnutzenfunktional repräsentiert werden kann, d.h. $W(x) = \sum_s \pi_s x_s$. Im Folgenden wird zur Vereinfachung der Notation die äquivalente Integralschreibweise $W(x) = \int x_s d\pi(s)$ verwendet. Es folgt unmittelbar

$$\begin{aligned} W_1(e) &= \int U(e, s) d\pi(s) , \\ W_2(e) &= \int U(e, s) d\pi(s) - \int U(e^0, s) d\pi(s) , \\ W_3(e) &= \int [U(e, s) - U(e^0, s)] d\pi(s) . \end{aligned}$$

Durch Ableiten der drei Wohlfahrtsmaße nach e erhält man die folgenden identischen Bedingungen erster Ordnung

$$0 = W_1'(e) = W_2'(e) = W_3'(e) = \int U_e(e, s) d\pi(s) .$$

Somit stimmen auch die “optimalen” Entscheidungen bezüglich der Emissionsniveaus überein. Q.E.D.

Beweis von Proposition 2.2:

Das risikoneutrale Emissionsniveau e^* ergibt sich aus $\int U_e(e^*, s) d\pi(s) = 0$. Die rechten Seiten der Bedingungen (2.1) bis (2.3) sehen ähnlich aus, außer dass die einzelnen Grenznutzen $U_e(e, s)$ durch verschiedene $\phi'(\cdot)$ unterschiedlich gewichtet werden. Nach Annahme 2.1 sinkt $U_e(e, s)$ in s . Somit werden geringere Grenznutzenwerte relativ stärker gewichtet, sofern $\phi'(\cdot)$ in s wächst. Die rechten Seiten von (2.1)-(2.3) würden in diesem Fall einen negativen Wert an der Stelle $e = e^*$ annehmen. Analog hätten sie einen positiven Wert an dieser Stelle, falls die Gewichte $\phi'(\cdot)$ im Schadensparameter s fallen. Man kann einfach sehen, dass die Gewichte in (2.1) und (2.2) in s steigen. Somit gilt $W_1'(e^*) < 0$ und $W_2'(e^*) < 0$. Aus (2.1) und (2.2) folgt unmittelbar die Konkavität von W_1 sowie, dass $W_2''(e) < 0$ für $W_2'(e) = 0$, und damit der in (i) behauptete Zusammenhang.

Aus der Annahme (2.1) folgt weiter, dass $[U(e, s) - U(e, \bar{s})]$ in e steigt, sofern $s < \bar{s}$ gilt. Daher ergibt sich:

$$\begin{aligned} U(e, s) - U(e, \bar{s}) &\geq U(e^0, s) - U(e^0, \bar{s}) \quad \text{und} \\ U(e, s) - U(e^0, s) &\geq U(e, \bar{s}) - U(e^0, \bar{s}) \quad \text{für } e \geq e^0, s \leq \bar{s} . \end{aligned} \quad (2.11)$$

Es folgt, dass die Gewichte $\phi'(U(e, s) - U(e^0, s))$ in (2.3) in s wachsen, falls $e > e^0$, jedoch fallen, falls $e < e^0$ gilt. Damit ist $W'_3(e^*) < 0$, falls $e^* > e^0$, jedoch $W'_3(e^*) > 0$ für $e^* < e^0$. Dies impliziert die Behauptung (ii), da aus (2.3) unmittelbar $W''_3(e) < 0$ folgt. Q.E.D.

Beweis von Proposition 2.3:

(i) Um den Zusammenhang zwischen e^{*1} und e^{*2} zu zeigen, wird der Zähler der rechten Seite von (2.2) an der Stelle $e = e^{*1}$ als eine Funktion von CV betrachtet:

$$RHS(CV) := \int \phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s).$$

Dabei folgt aus (2.1) dass $RHS(0) = 0$. Differenzieren von $RHS(\cdot)$ ergibt:

$$\begin{aligned} RHS'(CV) &= \int -\phi''(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s) \\ &= \int \left[-\frac{\phi''(\cdot)}{\phi'(\cdot)} \right] \phi'(\cdot)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s). \end{aligned} \quad (2.12)$$

Wegen Annahme 2.1 fällt der dritte Faktor in (2.12) in s , während der zweite wächst. Sei \bar{s} so gewählt, dass $U_e(e^{*1}, s) \geq 0$ für $s \leq \bar{s}$ gilt. Falls die Präferenzen DARA erfüllen, steigt der erste Faktor in s . Damit kann die folgende Abschätzung erfolgen:

$$\begin{aligned} RHS'(CV) &= \int \underbrace{\left[-\frac{\phi''(U(e^{*1}, s) - CV)}{\phi'(U(e^{*1}, s) - CV)} \right]}_{\uparrow \text{ in } s} \phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s) \\ &= \int_{s \leq \bar{s}} \left[-\frac{\phi''(U(e^{*1}, s) - CV)}{\phi'(U(e^{*1}, s) - CV)} \right] \underbrace{\phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]}_{\geq 0} d\pi(s) \\ &\quad + \int_{s > \bar{s}} \left[-\frac{\phi''(U(e^{*1}, s) - CV)}{\phi'(U(e^{*1}, s) - CV)} \right] \underbrace{\phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]}_{\leq 0} d\pi(s) \\ &< \left[-\frac{\phi''(U(e^{*1}, \bar{s}) - CV)}{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}) - CV)} \right] \int_{s \leq \bar{s}} \phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s) \\ &\quad + \left[-\frac{\phi''(U(e^{*1}, \bar{s}) - CV)}{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}) - CV)} \right] \int_{s > \bar{s}} \phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s) \\ &= \underbrace{\left[-\frac{\phi''(U(e^{*1}, \bar{s}) - CV)}{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}) - CV)} \right]}_{> 0} \underbrace{\int \phi'(U(e^{*1}, s) - CV)[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s)}_{=RHS(CV)}. \end{aligned}$$

Somit bedingt $RHS(CV) \leq 0$ auch $RHS'(CV) < 0$. Aus $RHS(0) = 0$ folgt somit $RHS(CV) < 0$ an der Stelle $CV(e^{*2})(> 0)$. Es gilt also

$$\int \phi'(U(e^{*1}, s) - CV(e^{*2}))[U_e(e^{*1}, s)]d\pi(s) > 0.$$

Da nun $\int \phi'(U(e, s) - CV(e^{*2}))[U_e(e, s)]d\pi(s)$ in e fällt, folgt dass $e^{*2} < e^{*1}$ gilt. Ähnlich kann gezeigt werden, dass IARA-Präferenzen $e^{*2} > e^{*1}$ und CARA $e^{*2} = e^{*1}$ implizieren.

(ii) Um den Zusammenhang zwischen e^{*3} und e^{*1} (e^{*2}) für $e^0 > e^{*1}$ ($e^0 > e^{*2}$) zu zeigen, genügt es zu beweisen, dass $W'_3(e^{*1}) > 0$ ($W'_3(e^{*2}) > 0$). Betrachtet werde die Beziehung für e^{*1} . \bar{s} sei gewählt wie in (i). Dann erhält man mit (2.11):

$$\begin{aligned}
W'_3(e^{*1}) &= \int \underbrace{\phi'(U(e^{*1}, s) - U(e^0, s))}_{\downarrow \text{ in } s} [U_e(e^{*1}, s)] d\pi(s) \\
&= \int_{s \leq \bar{s}} \phi'(U(e^{*1}, s) - U(e^0, s)) \underbrace{[U_e(e^{*1}, s)]}_{\geq 0} d\pi(s) \\
&\quad + \int_{s > \bar{s}} \phi'(U(e^{*1}, s) - U(e^0, s)) \underbrace{[U_e(e^{*1}, s)]}_{\leq 0} d\pi(s) \\
&> \phi'(U(e^{*1}, \bar{s}) - U(e^0, \bar{s})) \left[\int_{s \leq \bar{s}} U_e(e^{*1}, s) d\pi(s) + \int_{s > \bar{s}} U_e(e^{*1}, s) d\pi(s) \right] \\
&> \phi'(U(e^{*1}, \bar{s}) - U(e^0, \bar{s})) \left[\int_{s \leq \bar{s}} \underbrace{\frac{\phi'(U(e^{*1}, s))}{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}))}}_{\leq 1} U_e(e^{*1}, s) d\pi(s) \right. \\
&\quad \left. + \int_{s > \bar{s}} \underbrace{\frac{\phi'(U(e^{*1}, s))}{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}))}}_{\geq 1} U_e(e^{*1}, s) d\pi(s) \right] \\
&= \frac{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}) - U(e^0, \bar{s}))}{\phi'(U(e^{*1}, \bar{s}))} \underbrace{\int_s \phi'(U(e^{*1}, s)) U_e(e^{*1}, s) d\pi(s)}_{=0} \\
&= 0.
\end{aligned}$$

Die letzte Ungleichung gilt dabei, da $\phi'(U(e^{*1}, s))$ in s monoton wächst. Der Beweis für $W'_3(e^{*2}) > 0$, sofern $e^{*2} < e^0$, erfolgt analog. Ist dagegen eine Ausweitung der Emissionen optimal ($e^{*1}, e^{*2} > e^0$), so ist in der Herleitung die erste Ungleichung “<”, so dass das Vorzeichen von $W'_3(e^{*1})$ ($W'_3(e^{*1})$) nicht eindeutig ist. Q.E.D.

Beweis von Proposition 2.4:

Seien zunächst $e_{min} = e^{m1} = e^{m2}$ als $U_e(e_{min}, \max s) = 0$ sowie e_{max} als $U_e(e_{max}, \min s) = 0$ definiert. Für $e^0 < e_{min}$ gilt dann $U_e(e^0, \min s) > U_e(e^0, \max s) > 0$. Somit muss $e > e^0$ gewählt werden und mit (2.8) folgt, dass $U_e(e^{m3}, \max s) = 0$ und somit $e^{m3} = e_{min}$. Analog führt $e^0 > e_{max}$ zu $e^{m3} = e_{max}$. Letztlich gilt, falls $e_{min} \leq e^0 \leq e_{max}$,

dass $U_e(e^0, \max s) \leq 0 \leq U_e(e^0, \min s)$. Also würde jede Emissionsänderung weg von e^0 zu einer Verringerung von W_3 führen. Q.E.D.

Kapitel 3

Das Choquet-Erwartungs- nutzenkriterium und seine Anwendbarkeit auf die Klimaproblematik

In den letzten Jahrzehnten wurde in der ökonomischen Modellbildung als Entscheidungskriterium unter Unsicherheit zumeist die Erwartungsnutzentheorie (EU) nach Savage (1954) verwendet. Entscheidungsträger können dabei durch subjektive Wahrscheinlichkeiten, die sie dem Eintreffen bestimmter Naturzustände zuordnen, sowie eine Nutzenfunktion beschrieben werden. Bereits in Kapitel 1 wurde angesprochen, dass die Erwartungsnutzenmaximierung auf die Klimaproblematik nicht ohne weiteres anwendbar ist. In diesem Kapitel soll diese Kritik, die sich aus deskriptiver Sicht insbesondere gegen die alleinige Beschreibung der “beliefs” durch eine Wahrscheinlichkeitsverteilung richtet, vertieft werden. Als alternatives Entscheidungskriterium wird dann die Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung (CEU) vorgestellt.

3.1 Kritik an der EU – Das Ellsberg-Paradox

In der Erwartungsnutzentheorie nach Savage werden die “beliefs” der Entscheidungsträger bezüglich des Eintreffens bestimmter Naturzustände durch subjektive Wahrscheinlichkeiten charakterisiert. Bis auf die Herkunft der Wahrscheinlichkeitseinschätzung entspricht dieses Konzept dem der Erwartungsnutzentheorie nach von Neumann und Morgenstern für Risikosituationen, d.h. für objektiv bekannte Wahrscheinlichkeiten. Risiko- und Unsicherheitssituationen im Sinne von Knight (1921) werden somit technisch gleich behandelt.¹

Kritik dieser Gleichbehandlung begründet sich vor allem in Zweifeln daran, dass die Wahrscheinlichkeitseinschätzung als einziger Träger von Information ausreichend ist. So schreiben Karni und Schmeidler (1991:1803);

“...the probability assigned to an event does not reflect the amount of information that underlies the assigned probability.”

Daher unterscheidet zum Beispiel bereits Keynes die Wahrscheinlichkeitseinschätzung von dem “weight of evidence”, das diese begründet. Er schreibt: “...the weighing of the amount of evidence is quite a separate process from the *balancing* of the evidence for and against” (Keynes 1921:80). Letzteres führt zu einer Wahrscheinlichkeitsbewertung, ersteres kann als Konfidenz bezüglich dieser beschrieben werden. Zur Illustration führt Keynes folgendes Beispiel an: Eine Urne enthalte schwarze und weiße Kugeln in gleicher Anzahl, bezüglich der Kugeln in einer zweiten Urne dagegen seien die Proportionen unbekannt. Keynes erläutert weiter: “It is evident that in either case the probability of drawing a white ball is 0.5, but the weight of the argument in favour of this conclusion is greater in the first case.” (Keynes 1921:80)

Solche über Wahrscheinlichkeitsbewertungen hinausgehenden Eigenschaften einer Wahl-situation beeinflussen auch das Verhalten von Individuen. Dies wurde insbesondere

¹Knight unterscheidet Risikosituationen, d.h. Situationen in denen die Wahrscheinlichkeit a priori (oder statistisch) bekannt ist, von dem Fall der Unsicherheit (manchmal auch als Ungewissheit bezeichnet), d.h. unbekannter Wahrscheinlichkeiten. Dieser entsteht insbesondere “because the situation dealt with is in a high degree unique” (Knight 1921:233).

anhand des Ellsberg-Paradoxes empirisch nachgewiesen.² Ellsberg (1961) betrachtet in seinem Experiment eine Urne mit 30 roten und 60 weiteren Kugeln, die entweder schwarz oder gelb sind. Eine Kugel wird zufällig gezogen. Die folgenden vier Aktionen stehen zur Auswahl:

Anzahl	30	60	
	Rot	Schwarz	Gelb
L1	\$100	\$0	\$0
L2	\$0	\$100	\$0
L3	\$100	\$0	\$100
L4	\$0	\$100	\$100

Hierbei würde zum Beispiel die Aktion (Lotterie) L1 genau dann zu einer Auszahlung in Höhe von \$100 führen, wenn die gezogene Kugel rot ist. Gewählt werden soll zwischen L1 und L2, bzw. zwischen L3 und L4. In Experimenten präferieren die meisten Individuen L1 strikt gegenüber L2, jedoch L4 strikt gegenüber L3. Dieses Verhalten ist nicht mit der Hypothese der Erwartungsnutzenmaximierung konsistent. Savage's "sure-thing principle"³ ist verletzt, und somit können die "beliefs" nicht durch ein subjektives Wahrscheinlichkeitsmaß π beschrieben werden: Einerseits würde aus $L1 \succ L2$ folgen, dass die subjektive Wahrscheinlichkeit des Ziehens einer roten Kugel, $\pi(\text{rot})$, größer ist, als die einer schwarzen, $\pi(\text{schwarz})$. Andererseits impliziert $L4 \succ L3$, dass $\pi(\text{schwarz oder gelb}) > \pi(\text{rot oder gelb})$ und somit $\pi(\text{schwarz}) > \pi(\text{rot})$.

Ellsberg schließt daraus, dass Individuen in bestimmten Unsicherheitssituationen nicht adäquat als Erwartungsnutzenmaximierer beschrieben werden können. Insbesondere könne dieses Verhalten nicht einfach als irrational oder auf Denkfehlern beruhend abgetan werden, da die meisten Individuen, die die genannten Präferenzen offenbart haben, auch nach nochmaligem Überdenken ihrer Entscheidung nicht von dieser abweichen,

²Ellsberg's Experiment wurde vielfach repliziert. Siehe dazu die Referenzen in Camerer und Weber (1992:333- 37).

³Dieses Axiom verlangt, dass ein Naturzustand, der bei zwei Entscheidungsalternativen zu der gleichen Konsequenz führt, für die Entscheidung unerheblich ist. L1 und L3 bzw. L2 und L4 unterscheiden sich jedoch jeweils nur durch die Auszahlung für das Ziehen einer gelben Kugel. Daher müsste die Präferenz $L1 \succ L2$ genau dann erfüllen, wenn gilt $L3 \succ L4$.

sondern das “sure-thing principle” bewusst verletzen.⁴ Es scheinen (viele) Entscheidungsträger Lotterien zu präferieren, bei denen sie sicherer bezüglich der Wahrscheinlichkeiten sind:

“Responses of confessed violators [der Savage Axiome] indicate that the difference is not to be found in terms of ... the relative desirability of the possible pay-offs and the relative likelihood of events affecting them, but a third dimension of the problem of choice: the nature of one’s information concerning the relative likelihood of events. What is at issue might be called ambiguity of information, ... and giving rise to one’s degree of confidence in a estimate of relative likelihoods.” (Ellsberg 1961:657)

Camerer und Weber (1992:330) verweisen darauf, dass diese Ambiguität (oder Unsicherheit) bezüglich der zugrundeliegenden Wahrscheinlichkeiten wie in Ellsberg’s Beispiel aus mangelnder Information resultieren, jedoch insbesondere auch durch mangelnde Verlässlichkeit der Informationsquelle oder differierende Expertenmeinungen induziert sein kann. Sie verweisen darauf, dass Individuen in vielen Fällen beträchtliche Summen zahlen, um diese Ambiguität aufzulösen, d.h. die Unsicherheits- in eine Risikosituation zu transformieren.⁵ Eine Entscheidungstheorie, die eine (deskriptive) Alternative zur Erwartungsnutzentheorie ist, sollte also eine solche Unsicherheits- oder Ambiguitätsaversion (oder auch -freudigkeit) modellieren können. Dazu ist eine explizite Unterscheidung von Unsicherheits- und Risikosituationen erforderlich. In den letzten Jahrzehnten wurde eine Vielzahl solcher Ansätze entwickelt, die in der Regel Verallgemeinerungen der Erwartungsnutzentheorie sind und somit für Risikosituationen zu dieser degenerieren. Im Folgenden soll der Ansatz der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung vorgestellt werden.

⁴Bemerkenswerterweise gehörte zu diesen Individuen auch Savage selbst (Ellsberg 1961:656).

⁵Die in Experimenten bestimmte Unsicherheitsprämie beträgt bis zu 20 Prozent des Erwartungswertes (Camerer und Weber 1992:340).

3.2 Die Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung

Betrachtet werde eine (endliche) Menge \mathcal{X} der möglichen Zustände der Welt mit einer σ -Algebra Σ . Ein Element von Σ wird als Ereignis bezeichnet. Die Menge der Outcomes oder Konsequenzen wird identifiziert mit reellwertigen Auszahlungen.⁶ Durch eine Entscheidung (oder Aktion) wird dann jedem Zustand der Welt eine bestimmte Auszahlung zugeordnet, d.h. eine Entscheidung ist ein messbare Funktion $a : \mathcal{X} \rightarrow \mathbb{R}$. Über die Menge der Entscheidungen bestehe eine Präferenzordnung \succeq .

Würde die Präferenz durch ein Erwartungsnutzenfunktional dargestellt werden können, könnten die “beliefs” über das Eintreten der Zustände der Welt durch additive Wahrscheinlichkeiten charakterisiert werden. Abweichend davon werden bei der Choquet-Erwartungsnutzentheorie (CEU) die “beliefs” durch nichtadditive Maße, die sogenannten *Kapazitäten* charakterisiert.

Definition 3.1 *Eine Kapazität ist eine Funktion $\nu : \Sigma \rightarrow \mathbb{R}$ mit den folgenden Eigenschaften:*

$$(i) \text{ Aus } X, \bar{X} \in \Sigma \text{ und } X \subseteq \bar{X} \text{ folgt } \nu(X) \leq \nu(\bar{X}) ,$$

$$(ii) \nu(\emptyset) = 0 \text{ und } \nu(\mathcal{X}) = 1.$$

Eine Kapazität heißt konvex, sofern für alle Ereignisse X, \bar{X} gilt, dass

$$\nu(X) + \nu(\bar{X}) \leq \nu(X \cup \bar{X}) + \nu(X \cap \bar{X}) .$$

Diese Definition einer Kapazität schließt Wahrscheinlichkeitsverteilungen als Spezialfall additiver Kapazitäten ein. Ein anderer Extremfall ist die *Kapazität der vollständigen Unsicherheit* (des vollständigen Unwissens), die im Folgenden mit $\beta(\cdot)$ bezeichnet wird und für die $\beta(X) = 0$ für alle $X \subsetneq \mathcal{X}$ gilt. Durch diese Kapazität der vollständigen

⁶Häufig werden als Konsequenzen Lotterien mit bekannten Wahrscheinlichkeiten angenommen. Dies hat in erster Linie beweistechnische Gründe. Um die Notation möglichst einfach zu halten, sollen hier sichere Konsequenzen unterstellt werden.

Unsicherheit wird Teilereignissen keinerlei positives Gewicht zugemessen. Die Konvexität einer Kapazität impliziert, dass die Summe der Gewichte disjunkter Teilereignisse kleiner (jedoch nicht größer) sein kann als das der Vereinigung zugeordnete Maß. Diese Eigenschaft kann als Unsicherheitsaversion interpretiert werden.⁷ Im folgenden Beispiel sollen für das Urnenexperiment Ellsberg's verschiedene mögliche Kapazitäten illustriert werden:

Beispiel 3.1 Gegeben sei $\mathcal{X} = \{x_r, x_s, x_g\}$. Dabei entspricht $\{x_r\}$ dem Ereignis "rote Kugel gezogen" usw. Man betrachte folgende Kapazitäten:

(i) $\nu(\{x_r\}) = 1/3$, $\nu(\{x_l\}) = 0$, $\nu(\{x_r, x_l\}) = 1/3$, $\nu(\{x_s, x_g\}) = 2/3$ für $l = s, g$.

(ii) $\nu(\{x_l\}) = 1/3$, $\nu(\{x_{l'}, x_l\}) = 2/3$ für $l, l' = r, s, g$, $l \neq l'$.

(iii) $\nu(\{x_r\}) = 1/3$, $\nu(\{x_l\}) = 1/6$, $\nu(\{x_r, x_l\}) = 1/2$, $\nu(\{x_s, x_g\}) = 1/3$ für $l = s, g$.

(iv) $\nu(\{x_r\}) = 1/3$, $\nu(\{x_l\}) = 1/6$, $\nu(\{x_r, x_l\}) = 1/3$, $\nu(\{x_s, x_g\}) = 1/3$ für $l = s, g$.

Die Kapazitäten sind mit der Informationssituation in Ellsberg's Beispiel vereinbar: "Rot" wird das Gewicht $1/3$ zugeordnet. (i) verdeutlicht den Fall, in dem Ereignissen, deren Wahrscheinlichkeit nicht (objektiv) bekannt ist, kein positives Gewicht zugemessen wird. (ii) dagegen entspricht der additiven Wahrscheinlichkeitsverteilung, die identische Werte zuweist. In (iii) und (iv) werden den "unsicheren" Ereignissen, d.h. Ereignissen mit nicht bekannter Wahrscheinlichkeit, geringere, aber positive Gewichte zugeordnet. Bis auf Kapazität (iv) sind alle Kapazitäten konvex.

Bei einer gegebenen Kapazität ν über das Eintreten der Ereignisse kann dann analog zum Erwartungsnutzen einer Entscheidung a mit ex post Nutzenniveaus $\phi(a)$ durch das Choquet Integral ein reeller Wert zugeordnet werden:

$$\int \phi(a) d\nu = \int_0^\infty \nu(\{x \mid \phi(a(x)) \geq t\}) dt + \int_{-\infty}^0 + [\nu(\{x \mid \phi(a(x)) \geq t\}) - 1] dt .^8$$

Dieses Integral wurde ursprünglich durch Choquet (1955) definiert und durch Gilboa (1987) und Schmeidler (1989) sowie Sarin und Wakker (1992) als Entscheidungsregel axiomatisiert. Sie zeigen, dass bei Abschwächung des "sure-thing principle" die

⁷Siehe dazu Dow und Werlang (1992).

⁸Die Funktion ϕ ergibt sich aus der allgemeineren Betrachtung der Outcomes als Lotterien. $\phi(a(s))$ entspricht dem Erwartungsnutzen einer Lotterie mit der sicheren Auszahlung $a(s)$. ϕ kann somit als von Neumann Morgenstern Nutzenfunktion interpretiert werden.

Präferenzen der Entscheidungsträger durch ein solches Choquet-Integral repräsentiert werden können,⁹ d.h.

$$a \succeq \bar{a} \iff \int \phi(a) d\nu \geq \int \phi(\bar{a}) d\nu .$$

In der Literatur werden Spezialfälle von Kapazitäten untersucht, die über die Konvexität hinaus weiteren Anforderungen genügen. So wurden durch Eichberger und Kelsey (1999) sogenannte E- Kapazitäten charakterisiert. Diese erlauben die Einbettung “bekannter” Wahrscheinlichkeiten in das Konzept. Dazu wird angenommen, dass die Informationen, die der Entscheidungsträger besitzt, eine Partition $\{E^1, \dots, E^n\}$ von \mathcal{X} mit bekannten Wahrscheinlichkeiten $p(E^i)$, $\sum_i p(E^i) = 1$ erlauben.¹⁰ Dann sind mit diesem Informationsstand alle Wahrscheinlichkeitsmaße über \mathcal{X} *informationskonsistent*, die in der Menge

$$\Pi(p) = \left\{ \pi' \mid \sum_{x \in E^i} \pi'(x) = p(E^i), \quad i = 1, \dots, n \right\}$$

liegen.

Beispiel 3.2 *Betrachtet sei wieder Ellsberg’s Urnenexperiment, d.h. $\mathcal{X} = \{x_r, x_s, x_g\}$. Die Information, dass ein Drittel der Kugeln rot sind, erlaubt eine Partition $E^1 = \{x_r\}$, $E^2 = \{x_s, x_g\}$ mit $p(E^1) = 1/3$, $p(E^2) = 2/3$. Zu $\Pi(p)$ gehören also alle Wahrscheinlichkeitsmaße, die dem Ereignis $\{x_r\}$ den Wert $1/3$ zuweisen.*

Sei die Kapazität β^i gegeben durch

$$\beta^i(X) = \begin{cases} 1 & \text{falls } E^i \subseteq X \\ 0 & \text{sonst.} \end{cases}$$

E-Kapazitäten sind dann nach Eichberger und Kelsey (1999) folgendermaßen definiert:

⁹Gilboa und Schmeidler fordern die Gültigkeit des “sure-thing principle” bzw. des Unabhängigkeitsaxioms nur für sogenannte “comonotonic acts”, d.h. Aktionen die die gleiche Ordnung der Zustände der Welt nach ihrer Erwünschtheit induzieren. Sarin und Wakker’s Axiomatisierung der CEU beruht auf einem “sure-thing principle” für “unambiguous events” (d.h. mit bekannten Wahrscheinlichkeiten) und einem zusätzlichen Axiom.

¹⁰Eine *Partition* oder Zerlegung $\{E^1, \dots, E^n\}$ von \mathcal{X} ist gegeben, sofern $E^i \cap E^j = \emptyset$ ($i \neq j$) und $E^1 \cup \dots \cup E^n = \mathcal{X}$ gilt.

Definition 3.2 Eine E-Kapazität $(\lambda, \mu, \Pi(p))$ ist eine konvexe Kombination einer additiven Wahrscheinlichkeitsverteilung $\mu \in \Pi(p)$ und der Kapazität $\sum_i p(E^i)\beta^i$, d.h.

$$\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda) \sum_i p(E^i)\beta^i .$$

Hierbei bezeichnet $\lambda \in [0, 1]$ die Konfidenz in die Wahrscheinlichkeitsbewertung μ .

Man beachte, dass E-Kapazitäten konvex sind. Das Wahrscheinlichkeitsmaß μ kann als subjektive Wahrscheinlichkeitsbewertung interpretiert werden. Der Parameter λ misst dann die Konfidenz des Entscheidungsträger in seine subjektive Bewertung. Ein Maß für die *Unsicherheitsaversion* – das Abweichen der Beliefs von einem additiven Maß – ist dann $1 - \lambda$.¹¹

Additive Kapazitäten, das heißt Wahrscheinlichkeitsmaße, resultieren als Spezialfall der E-Kapazitäten, falls (i) mit dem Informationsstand nur ein einziges Wahrscheinlichkeitsmaß konsistent ist, d.h. $\Pi(p)$ einelementig ist, oder (ii) die Konfidenz in die Wahrscheinlichkeitsbewertung π maximal ist ($\lambda = 1$). Der Fall (i) entspricht einer Risikosituation, es liegt keine Ambiguität vor. Im Fall (ii) gibt es zwar keine vollständige Information über die zugrundeliegenden Wahrscheinlichkeiten, jedoch können die Präferenzen durch ein eindeutiges subjektives Wahrscheinlichkeitsmaß charakterisiert werden. Der Entscheidungsträger ist hier nicht unsicherheitsavers.

Eine wichtige Eigenschaft der E-Kapazitäten ist, dass der Choquet-Erwartungsnutzen eine sehr einfache Form annimmt. Nach Eichberger und Kelsey (1999) bestimmt er sich aus:

$$\int \phi(a) d\nu = \lambda \int \phi(a(x)) d\mu(x) + (1 - \lambda) \left[\sum_i p(E^i) \min_{x \in E^i} \phi(a(x)) \right] .$$

Somit entspricht das Choquet-Integral dem mit dem Konfidenzparameter λ gewichteten Mittel aus dem Erwartungsnutzen bezüglich der subjektiven Wahrscheinlichkeit und dem Erwartungswert der minimalen Nutzen in den Partitionselementen E^i . Letzterer entspricht dem minimalen Erwartungsnutzen über alle informationskonsistenten Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Minimale Unsicherheitsaversion ($\lambda = 1$) resultiert in

¹¹Verwiesen sei auch auf die Definition von Dow und Werlang (1992). Diese definieren die Unsicherheitsaversion einer Kapazität ν bezüglich eines Ereignisses X als $1 - \nu(X) - \nu(\neg X)$. Für die obige E-Kapazität entspricht dies $1 - \lambda$ für alle "ambiguous events".

einer Erwartungsnutzenmaximierung, für maximale Unsicherheitsaversion stützt sich der Entscheidungsträger auf den Nutzen im “worst case”. Wie Eichberger und Kelsey (1999) anmerken, entspricht diese spezielle Form des Choquet-Erwartungsnutzens dem von Ellsberg (1961) vorgeschlagenen Entscheidungskriterium.

Während bei den E-Kapazitäten vorausgesetzt wird, dass zumindest bestimmten Teilereignissen Eintrittswahrscheinlichkeiten mit “Sicherheit” zugewiesen werden können, muss dies in der Realität und insbesondere bei Anwendung auf umweltpolitische Entscheidungen nicht unbedingt der Fall sein. In der Regel werden bestimmte Szenarien (Zustände der Welt) identifiziert, die Zuordnung von Wahrscheinlichkeiten stößt allerdings – wie in Kapitel 2 anhand der Klimaproblematik beschrieben – häufig an Grenzen. Im Extremfall könnte keine Wahrscheinlichkeitsverteilung über die Zustände der Welt ausgeschlossen werden. In diesem Fall wäre der gesamte Einheitssimplex informationskonsistent. Dieser Spezialfall der E-Kapazitäten wird als einfache Kapazität bezeichnet:¹²

Definition 3.3 *Eine einfache Kapazität ist eine E-Kapazität mit der Partition $\{\emptyset, \mathcal{X}\}$, d.h. eine konvexe Kombination eines additiven Maßes μ und der Kapazität der vollständigen Unsicherheit β :*

$$\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda)\beta .$$

Für den Fall einfacher Kapazitäten, in dem alle Verteilungen informationskonsistent sind, ergibt sich als Choquet-Integral:

$$\int \phi(a) d\nu = \lambda \int \phi(a(x)) d\mu(x) + (1 - \lambda) \min_x \phi(a(x)) .$$

Eine Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung ist somit hier ein gewichtetes Mittel aus Erwartungsnutzenmaximierung und einem MaxiMin-Kriterium.¹³

In dieser Arbeit soll es um die Effekte der Unsicherheitsaversion auf die Entscheidungen eines Individuums gehen. Daher soll im Folgenden Risikoaversion ausgeschlossen werden.

¹²Siehe dazu Dow und Werlang (1992) und Eichberger und Kelsey (1997).

¹³Somit können die beiden in Kapitel 2 untersuchten Entscheidungskriterien als Spezialfall der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung aufgefasst werden.

Annahme 3.1 *Der Entscheidungsträger sei risikoneutral, d.h. ohne Einschränkung gelte $\phi(a) = a$.*

Diese Annahme kann gerechtfertigt werden mit der empirisch belegten Unabhängigkeit des Auftretens von Risiko- und Unsicherheitsaversion bei Individuen.¹⁴ Daher können die Effekte der Unsicherheitsaversion zunächst unabhängig von dem entsprechenden Risikoverhalten analysiert werden.

Beispiel 3.3 *Das qualitativ im Ellsberg-Paradox beobachtete Verhalten $L1 \succ L2$, $L4 \succ L3$ kann mit einer Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung mit E -Kapazitäten aufgelöst werden. Sei $\mu(x_i) = 1/3$, $l = r, s, g$, $\Pi(p)$ ist wie in Beispiel 3.2 definiert. Die Auszahlung bei Entscheidung L_j sei mit a_j bezeichnet. Für $0 \leq \lambda < 1$ gilt dann einerseits*

$$\begin{aligned} \int a_1(x) d\nu(x) &= \lambda \int a_1(x) d\mu(x) + (1 - \lambda) \left[\sum_i p(E^i) \min_{x \in E^i} a_1(x) \right] \\ &= \frac{\lambda}{3} [100 + 0 + 0] + (1 - \lambda) \left[\frac{1}{3} 100 + \frac{2}{3} 0 \right] \\ &> \frac{\lambda}{3} [0 + 100 + 0] + (1 - \lambda) \left[\frac{1}{3} 0 + \frac{2}{3} 0 \right] \\ &= \lambda \int a_2(x) d\mu(x) + (1 - \lambda) \left[\sum_i p(E^i) \min_{x \in E^i} a_2(x) \right] \\ &= \int a_2(x) d\nu(x) , \end{aligned}$$

und andererseits

$$\begin{aligned} \int a_3(x) d\nu(x) &= \lambda \int a_3(x) d\mu(x) + (1 - \lambda) \left[\sum_i p(E^i) \min_{x \in E^i} a_3(x) \right] \\ &= \frac{\lambda}{3} [100 + 0 + 100] + (1 - \lambda) \left[\frac{1}{3} 100 + \frac{2}{3} 0 \right] \\ &< \frac{\lambda}{3} [0 + 100 + 100] + (1 - \lambda) \left[\frac{1}{3} 0 + \frac{2}{3} 100 \right] \\ &= \lambda \int a_4(x) d\mu(x) + (1 - \lambda) \left[\sum_i p(E^i) \min_{x \in E^i} a_4(x) \right] \\ &= \int a_4(x) d\nu(x) . \end{aligned}$$

Die Präferenzen, die durch dieses Choquet-Integral repräsentiert werden, erfüllen also $L1 \succ L2$, jedoch $L4 \succ L3$, und widerspiegeln die experimentellen Befunde beim Ellsberg-Experiment.

¹⁴Vergleiche mit Camerer und Weber (1992:337) und Hogarth und Einhorn (1990).

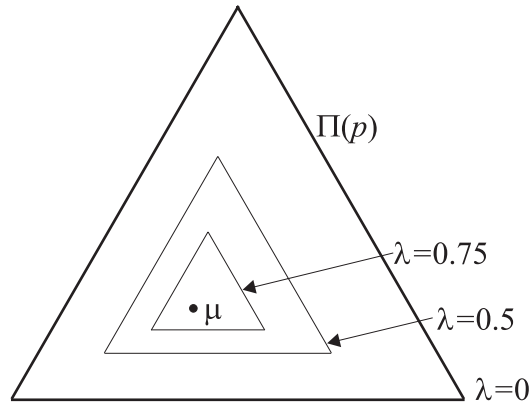


Abbildung 3.1: Das Innere der Dreiecke verdeutlicht den Core einer E-Kapazität $(\lambda, \mu, \Pi(p))$ für verschiedene Niveaus der Unsicherheitsaversion $1-\lambda$.

Eine alternative Interpretation der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung mit konvexen Kapazitäten – d.h. bei Unsicherheitsaversion – ergibt sich aus der Betrachtung des Cores der Kapazität. Dieser ist definiert als

$$\text{Core}(\nu) = \{ \pi \in \Delta(\mathcal{X}) \mid \nu(X) \leq \pi(X) \text{ für alle } X \in \Sigma \} .$$

Wie in Gilboa und Schmeidler (1993) gezeigt wird, gilt dann

$$\int a(x) d\nu(x) = \min_{\pi \in \text{Core}(\nu)} \int a(x) d\pi(x) .$$

Somit kann der Choquet-Erwartungsnutzen als minimaler (herkömmlicher) Erwartungsnutzen über der Menge der mit der Kapazität zu vereinbarenden Wahrscheinlichkeitsverteilungen aufgefasst werden.¹⁵ Eine geringere Unsicherheitsaversion bei E-Kapazitäten führt – wie in Abbildung 3.1 illustriert – zu einem schrumpfenden Core. Die Größe des Cores, d.h. die Menge der mit der Kapazität konsistenten Wahrscheinlichkeitsverteilungen, ist somit ein Maß für die Unsicherheitsaversion. Weiterhin wird deutlich, dass ein Ereignis nur dann als unmöglich angesehen wird und keine Rolle für die Choquet-Erwartungsbildung spielt, wenn ihm nicht nur durch die Kapazität, sondern durch alle Wahrscheinlichkeitsverteilungen im Core das Maß Null zugeordnet wird.¹⁶

¹⁵Man beachte, dass durch die Konvexität der Kapazität die Existenz eines nichtleeren Cores gesichert wird (Gilboa und Schmeidler 1993).

¹⁶Für konvexe Kapazitäten genügt es, um ein Ereignis X auszuschließen, dass $\nu(\mathcal{X} \setminus X) = 1$ gilt.

3.3 CEU im dynamischen Rahmen

Eine Charakteristik der Klimaproblematik ist die Möglichkeit, klimapolitische Maßnahmen im Laufe der Zeit an die Entwicklung des Wissenstandes anzupassen. Für eine Anwendung der Choquet-Erwartungsnutzen maximierung ist daher eine Charakterisierung des Umgangs mit neuen Informationen notwendig. Im Folgenden sollen Aktualisierungsregeln für die Kapazitäten vorgestellt, sowie die mit deren Anwendung verbundenen Probleme dargestellt werden.

3.3.1 Die verschiedenen Aktualisierungsregeln

In der Erwartungsnutzenmaximierung werden die subjektiven Wahrscheinlichkeiten nach der Bayes-Regel aktualisiert. Im Gegensatz dazu existiert für Choquet-Erwartungsnutzenmaximierer nicht *die* kanonische Updating-Prozedur. Gilboa und Schmeidler (1993) charakterisieren eine Menge verallgemeinerter Bayesianischer Updating-Regeln für nichtadditive Maße. Zwei Extremfälle dieser Updates weisen einem Ereignis X nach Eintreten von \bar{X} die Masse

$$\nu(X | \bar{X}) = \frac{\nu(X \cap \bar{X})}{\nu(\bar{X})},$$

bzw.

$$\nu(X | \bar{X}) = \frac{\nu((X \cap \bar{X}) \cup \neg \bar{X}) - \nu(\neg \bar{X})}{1 - \nu(\neg \bar{X})},$$

zu. Erstere Regel wird im Folgenden als *klassische Bayes-Regel*, letztere als *Dempster-Shafer-Regel* (DS-Regel) bezeichnet. Für den Fall additiver Kapazitäten, d.h. für Wahrscheinlichkeitsmaße, stimmen beide Aktualisierungsregeln überein. Zur Illustration der Dempster-Shafer-Updating-Regel kann die äquivalente Darstellung einer konvexen Kapazität durch die Menge der im Core liegenden Wahrscheinlichkeitsmaße betrachtet werden. Hier schreiben Gilboa und Schmeidler (1993:42): “A natural procedure in the classical updating process is to rule out some priors [Elemente des Cores], and update the rest according to Bayes’ rule.” Die Dempster-Shafer-Regel schließt dabei alle Elemente des Cores aus, die dem beobachteten Ereignis nicht die maximale Wahrscheinlichkeit zugewiesen haben. Somit stimmt die Dempster-Shafer-Updating-Regel

mit einer Maximum-Likelihood-Prozedur überein.¹⁷ Betrachtet werde wieder das Beispiel einer E-Kapazität für den Fall des Ellsberg Paradoxes:¹⁸

Beispiel 3.4 *Es seien $\mathcal{X} = \{x_r, x_s, x_g\}$ und die Kapazität $\nu(\{x_r\}) = 1/3$, $\nu(\{x_l\}) = 0$, $\nu(\{x_r, x_l\}) = 1/3$, $\nu(\{x_s, x_g\}) = 2/3$ für $l = s, g$ gegeben.*

(i) Es sei bekannt, dass ein gezogener Ball nicht rot ist. Diesem Ereignis weisen alle Wahrscheinlichkeitsmaße im Core das Maß $2/3$ zu, d.h. kein Wahrscheinlichkeitsmaß wird beim DS-Updating ausgeschlossen. Dies entspricht der Intuition, dass durch das beobachtete Ereignis keine Ambiguität aufgelöst, d.h. das gleiche Maß an Unsicherheit verbleibt. Hier stimmen das klassische Bayes- und das Dempster-Shafer-Update überein.

(ii) Es wird nun angenommen, dass das Ereignis $\{x_r, x_s\}$ eingetreten ist. Das Core-Element, das diesem Ereignis das größte Gewicht zuweist, ist $\pi(x_r) = 1/3$, $\pi(x_s) = 2/3$, $\pi(x_g) = 0$. Dementsprechend lautet das Dempster-Shafer-Update: $\nu(\{x_r\} | \{x_r, x_s\}) = 1/3$, $\nu(\{x_s\} | \{x_r, x_s\}) = 2/3$. Andererseits lautet das klassische Bayes-Update $\nu(\{x_r\} | \{x_r, x_s\}) = 1$, $\nu(\{x_s\} | \{x_r, x_s\}) = 0$. Bei beiden Update-Regeln resultiert also eine additive Wahrscheinlichkeitsverteilung.

Für die oben beschriebenen E-Kapazitäten gilt allgemein, dass die Updates von E-Kapazitäten wiederum E-Kapazitäten sind.¹⁹ Diese haben in der Regel jedoch eine sehr komplizierte Form. Im Folgenden sollen daher für eine spezielle Struktur des Ereignisraumes vier Spezialfälle von E-Kapazitäten und ihre entsprechenden Updates dargestellt werden. Die untersuchten Fälle dienen in Kapitel 4 der Analyse umweltpolitischer Entscheidungen unter Unsicherheit.

3.3.1.1 Der Ereignisraum

Die Menge der Zustände der Welt sei spezifiziert als $\mathcal{X} = \mathcal{I} \times \mathcal{S}$. Dabei sei \mathcal{I} die (endliche) Menge der möglichen Informationen oder Signale, d.h. von Teilereignissen, die beobachtet werden können. Ein Element s von \mathcal{S} (endlich) wird als Zustand der

¹⁷Dies wird z.B. in Camerer und Weber (1992) gezeigt.

¹⁸Dieses Beispiel ist in dieser Form aus Gilboa und Schmeidler (1993) entnommen.

¹⁹Für den Beweis siehe Eichberger und Kelsey (1999).

Natur bezeichnet.²⁰ Wie bisher wird ein Element (i, s) von \mathcal{X} weiterhin als Zustand der Welt bezeichnet. Die σ -Algebra der Ereignisse sei über \mathcal{X} definiert.

Die Vorstellungen über das Eintreten bestimmter Zustände der Welt, die der Entscheidungsträger formuliert, können nun nach der Qualität der Signale unterschieden werden.

3.3.1.2 E-Kapazitäten für perfekt informative Signale

Zunächst werde der stilisierte Spezialfall betrachtet, dass die Information den Zustand der Natur perfekt offenbart. D.h. zu jedem möglichen Signal $i \in \mathcal{I}$ gibt es einen Naturzustand $s^i \in \mathcal{S}$, so dass nach Beobachtung von i das Ereignis $\mathcal{S} \setminus \{s^i\}$ unmöglich ist. Dies erlaubt eine Zerlegung des Ereignisraumes $\{\{E^i\}_{i \in \mathcal{I}}, E^R\}$ mit $E^i = \{i\} \times \mathcal{S} \setminus \{s^i\}$, $E^R = \mathcal{X} \setminus \bigcup_i E^i$, wobei die Wahrscheinlichkeit von E^i gleich Null ist. Nicht auszuschließen – d.h. informationskonsistent – sind somit die Wahrscheinlichkeitsmaße in der Menge

$$\Pi = \{\pi \mid \pi(E^i) = 0 \text{ für } i \in \mathcal{I}\} .$$

Eine E-Kapazität für den Fall perfekter Information ist also gegeben durch

$$\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda)\beta^R ,$$

wobei für $\mu \in \Pi$ gilt, dass $\mu(i) = \mu(i, s^i)$, und $\beta^R(\cdot)$ definiert ist durch $\beta^R(X) = 1$ für $X \supseteq E^R$ und $\beta^R(X) = 0$ sonst. Hierbei bezeichne zur Vereinfachung der Notation $\mu(i) = \mu(\{i\} \times \mathcal{S})$, $\mu(i, S) = \mu(\{i\} \times S)$ usw. Nach Beobachtung des Signals i wird durch beide beschriebenen Updating-Regeln dem Naturzustand s^i die Masse 1 zugewiesen, d.h.

$$\nu(s^i \mid i) := \nu(\{i\} \times \{s^i\} \mid \{i\} \times \mathcal{S}) = 1 .$$

Es resultiert also eine additive Kapazität.

²⁰In Kapitel 4 wird der Naturzustand s als Schadensparameter interpretiert werden. Nach Erhalt einer Information (eines Signals) i können zeitlich darauf folgende umweltpolitische Entscheidungen auf diese bedingt werden.

3.3.1.3 E-Kapazitäten für Null-Unsicherheitsaversion bezüglich der Information

Ein weiterer Spezialfall ist ein Entscheidungsträger, der keine Unsicherheitsaversion bezüglich des Eintreffens der einzelnen Signale aufweist. Ereignisse der Form $\{i\} \times \mathcal{S}$ werden dann wie Risikosituationen behandelt. Dies kann in Hinblick auf die Umweltproblematik ein sinnvoller Fall sein, da in der Regel der Zeitraum, in dem neue Informationen erwartet und bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden, wesentlich kleiner ist als der Zeitraum bis zur vollständigen Auflösung der Unsicherheit bezüglich des Naturzustandes. Dementsprechend könnte eine Zuordnung von Wahrscheinlichkeiten bezüglich der zu erwartenden Informationen (z.B. aus laufenden Forschungsprojekten) möglich sein, obwohl Unsicherheit bezüglich des Eintritts der Naturzustände besteht. In diesem Fall wäre eine Zerlegung des Ereignisraumes in $E^i = \{i\} \times \mathcal{S}$, $i \in \mathcal{I}$, möglich. Die (subjektive) Wahrscheinlichkeit des Eintretens von E^i sei $p(E^i)$. Damit zu vereinbaren ist dann die Menge

$$\Pi = \{\pi \mid \pi(E^i) = p(E^i) \text{ für } i \in \mathcal{I}\} .$$

Eine E-Kapazität (λ, μ, Π) , die mit dieser Menge zu vereinbaren ist, muss also auch $\mu(i) = p(E^i)$ erfüllen. Sie kann also als $\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda) \sum_i \mu(i)\beta^i$ geschrieben werden. Das Bayes-update einer solchen E-Kapazität ist in dieser Situation gegeben durch

$$\begin{aligned} \nu(S \mid i) &= \frac{\nu(i, S)}{\nu(i)} \\ &= \frac{\lambda\mu(i, S) + (1 - \lambda)\mu(i)\beta(S)}{\lambda\mu(i) + (1 - \lambda)\mu(i)} \\ &= \lambda\mu(S \mid i) + (1 - \lambda)\beta(S) . \end{aligned}$$

Hierbei ist $\beta(S) = 1$ für $S = \mathcal{S}$ und $\beta(S) = 0$ sonst. Als Update ergibt sich somit eine einfache (bedingte) Kapazität. Auch in diesem Fall stimmt das Dempster-Shafer-update mit dem Bayes-update überein:

$$\begin{aligned} \nu(S \mid i) &= \frac{\nu((i, S) \cup \neg i) - \nu(\neg i)}{1 - \nu(\neg i)} \\ &= \frac{\lambda\mu(i, S) + (1 - \lambda)\mu(i)\beta(S)}{\underbrace{1 - \lambda\mu(\neg i) - (1 - \lambda)\mu(\neg i)}_{=\mu(i)}} \\ &= \lambda\mu(S \mid i) + (1 - \lambda)\beta(S) . \end{aligned}$$

Die Übereinstimmung der Updating-Regeln ist darin begründet, dass keine Unsicherheit aufgelöst wurde, da ein “unambiguous event” beobachtet wurde, dem alle informationskonsistenten Wahrscheinlichkeitsverteilungen aus Π das gleiche Gewicht zugeordnet hatten.²¹

3.3.1.4 E-Kapazitäten und Ausschluss von Szenarien

Eine interessante Anwendung der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung ist die Frage, wie Entscheidungen von der Möglichkeit abhängen, durch kommende Informationen bestimmte Naturzustände (Szenarien) auszuschließen. Für einen dementsprechenden Vergleich von Informationssystemen sollen hier die entsprechenden Kapazitäten definiert werden.

Durch Signal i werden je nach Qualität q des Informationssystems alle Naturzustände der Menge S_q^i ausgeschlossen. Die Qualität kann zwischen $S_q^i = \emptyset$ – d.h. kein Naturzustand kann ausgeschlossen werden – und $S_q^i = \mathcal{S} \setminus \{s^i\}$ – d.h. i offenbart den Naturzustand s^i perfekt – variieren. Angenommen sei

$$\emptyset = S_0^i \subseteq \dots \subseteq S_L^i = \mathcal{S} \setminus \{s^i\} \text{ für alle } i \in \mathcal{I} ,$$

d.h. die Informationssysteme können nach ihrer Qualität geordnet werden. Mit Informationssystem q sind somit alle Wahrscheinlichkeitsmaße in der Menge $\Pi_q = \{\pi \mid \pi(i, S_q^i) = 0 \text{ für } i \in \mathcal{I}\}$ informationskonsistent. Ein sinnvoller Vergleich von Entscheidungen, die auf E-Kapazitäten (λ, μ_q, Π_q) bezüglich verschiedener Informationssysteme q basieren, ist nur dann möglich, wenn das additive Wahrscheinlichkeitsmaß μ_q unverändert bleibt, obwohl die Menge der informationskonsistenten Wahrscheinlichkeiten Π_q variiert. Dieses wird im Folgenden unterstellt. Daher kann ein Wahrscheinlichkeitsmaß μ definiert werden durch $\mu := \mu_q$ für alle q . Für dieses gilt daher auch $\mu \in \Pi_L$. Eine E-Kapazität ν für das Informationssystem mit der Qualität q muss also für $A \subset \mathcal{X}$

$$\nu(A) = \begin{cases} \lambda\mu(A) + (1 - \lambda) & \text{für } A \supseteq \mathcal{X} \setminus \bigcup_i (\{i\} \times S_q^i) , \\ \lambda\mu(A) & \text{sonst,} \end{cases}$$

²¹Vergleiche dazu mit den Ausführungen in Eichberger und Kelsey (1999) und Beispiel 3.4.

erfüllen. Für die Bayes-Aktualisierungsregel ergibt sich somit für das Informationssystem q :

$$\begin{aligned}\nu(S | i) &= \frac{\nu(i, S)}{\nu(i)} \\ &= \frac{\lambda\mu(i, S)}{\lambda\mu(i)} \\ &= \mu(S | i) \\ &= \begin{cases} 1 & \text{für } s^i \in S, \\ 0 & \text{sonst.} \end{cases}\end{aligned}$$

Man erhält ein additives Maß, das allein durch die Wahrscheinlichkeitsverteilung μ bestimmt wird. Die Qualität des Informationssystems – d.h. wie viele Wahrscheinlichkeitsmaße definitiv ausgeschlossen werden – spielt somit für das Bayes-Update keine Rolle.

Für die Dempster-Shafer-updating Regel folgt als bedingte Kapazität:

$$\begin{aligned}\nu(S | i) &= \frac{\nu((i, S) \cup \neg i) - \nu(\neg i)}{1 - \nu(\neg i)} \\ &= \frac{\lambda\mu((i, S) \cup \neg i) + (1 - \lambda)\beta_q^i(S) - \lambda\mu(\neg i)}{1 - \lambda\mu(\neg i)} \\ &= \frac{\lambda\mu(i, S) + (1 - \lambda)\beta_q^i(S)}{1 - \lambda\mu(\neg i)} \\ &= \underbrace{\frac{\lambda\mu(i)}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)}}_{=: \lambda^i} \cdot \mu(S | i) + \underbrace{\frac{1 - \lambda}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)}}_{=: 1 - \lambda^i} \cdot \beta_q^i(S),\end{aligned}$$

wobei $\beta_q^i(S) = 1$ für $S \supseteq \mathcal{S} \setminus S_q^i$. Die bedingte Kapazität hängt hier also von dem Informationssystem q ab. Außerdem ergibt sich eine Abhängigkeit des ex post Konfidenzparameters λ^i von der Wahrscheinlichkeit $\mu(i)$, die dem beobachteten Ereignis i zugewiesen war. Dieses Konfidenzniveau

$$\lambda^i = \frac{\lambda\mu(i)}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)}$$

ist umso größer, je mehr Gewicht dem Signal i gegeben wurde. Nach Beobachtung eines “wahrscheinlicheren” Signals ist die Konfidenz größer als wenn ein Ereignis eingetreten ist, dem ex ante ein geringeres Gewicht gegeben wurde. Diese Eigenschaft spiegelt den intuitiv einleuchtenden Fakt wider, dass Individuen nach Beobachtung eines unerwarteten Ereignisses vorsichtiger agieren und ihre “beliefs” stärker in Frage stellen.

Jedoch erscheint es als weniger intuitiv, dass die Konfidenz in die additive Wahrscheinlichkeitseinschätzung in der Regel fällt. Man beachte dazu

$$\lambda^i = \frac{\lambda\mu(i)}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)} = \lambda - \lambda \frac{\overbrace{(1 - \lambda)}^{\geq 0} \overbrace{(1 - \mu(i))}^{\geq 0}}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)} \leq \lambda.$$

Es könnte also sinnvoll sein, zum Vergleich eine weitere Updating-Regel zu analysieren, bei der das Konfidenzniveau konstant gehalten wird, d.h.

$$\nu(S | i) = \lambda\mu(S | i) + (1 - \lambda)\beta_q^i(S)$$

In Bezug auf die Analyse umweltpolitischer Entscheidungen könnte dieser Parameter als Konfidenz in auf wissenschaftlichen Studien beruhenden Wahrscheinlichkeitseinschätzungen interpretiert werden, da das aus dieser Aktualierungsregel resultierende Entscheidungskriterium einer Maximierung einer gewichteten Summe aus Erwartungsnutzen und MaxiMin-Kriterium entspricht, wobei die Gewichtung immer fixiert bleibt.

Zusammenfassend können für alle drei beschriebenen Aktualisierungsregeln die bedingten Kapazitäten in der Form

$$\nu(S | i) = \lambda^i \mu(S | i) + (1 - \lambda^i) \beta_q^i(S)$$

geschrieben werden, wobei $\lambda^i = 1$ für die klassische Bayes-Regel, $\lambda^i = \frac{\lambda\mu(i)}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)}$ für die DS-Regel und $\lambda^i = \lambda$ für die alternative Updating-Regel gilt.

3.3.1.5 Einfache Kapazitäten

Als letzten Spezialfall betrachten wir den Fall, dass keinerlei “sichere” Wahrscheinlichkeitseinschätzungen bezüglich bestimmter Ereignisse möglich sind. Dieser Fall, in dem alle Wahrscheinlichkeitsbewertungen informationskonsistent sind, d.h. die Kapazität die Form $\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda)\beta$ hat, ergibt sich als Spezialfall der eben untersuchten E-Kapazitäten. Daher führen die Update-Regeln zu

$$\nu(S | i) = \lambda^i \mu(S | i) + (1 - \lambda^i) \beta^E(S),$$

wobei $\beta^E(S) = 0$ für $S \subsetneq \mathcal{S}$ und $\lambda^i = 1$ für die klassische Bayes-Regel, $\lambda^i = \frac{\lambda\mu(i)}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)}$ für das DS-updating und $\lambda^i = \lambda$ für die alternative Updating-Prozedur gilt.

3.3.2 Inkonsistenzprobleme

Ein Problem bei der Anwendung der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung in einem dynamischen Kontext – d.h. wenn Entscheidungen zu verschiedenen Zeitpunkten getroffen werden können – ergibt sich daraus, dass die optimale Strategie eines Individuums dynamisch inkonsistent sein kann.²² Nach Karni und Safra (1989:436) heißt das, dass “the continuation of an optimal strategy formulated at the outset, as of a subsequent decision node, may differ from the optimal continuation strategy as of this node.” Die anfänglichen Präferenzen sind in diesem Sinne in der Regel nicht mit den durch die oben beschriebenen Aktualisierungsregeln erhaltenen konsistent.²³ Diese dynamische Inkonsistenz von Verhalten kann unter Umständen als Informationsaversion gedeutet werden: Wakker (1988) zeigt, dass Situationen auftreten, in denen ein Individuum es ablehnt, kostenlose Informationen zu bekommen. In solchen Fällen würde der (ex ante bestimmte) Wert des Lernens negativ sein.

In der Literatur gibt es im Wesentlichen zwei Ansätze, diesem Problem zu begegnen. Ein Lösungsvorschlag, der auf Machina (1989) zurückgeht, lehnt die beschriebenen Updating-Regeln komplett ab. Stattdessen wird ein *dynamisch konsistentes Update* vorgeschlagen. Es verlangt, dass der Entscheidungsträger den optimalen Plan bezüglich seiner Anfangspräferenzen formuliert und dementsprechend alle zukünftigen Aktionen spezifiziert. Dieser optimale Plan wird dann in allen Perioden strikt verfolgt. Ein Nachteil dieser Prozedur ist die Abhängigkeit zukünftiger Entscheidungen von Ereignissen, die definitiv nicht eintreten (Karni und Safra 1994:237), und von den für diese Ereignisse geplanten Entscheidungen (Eichberger und Kelsey 1996:635). Außerdem können die Updates im Allgemeinen nicht mehr als Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung interpretiert werden. Aufgrund dieser Nachteile wird in dieser Arbeit von der Analyse dieser Updating-Regel abgesehen.

²²Siehe auch Eichberger und Kelsey (1996). Epstein und le Breton (1993) und Machina (1989) haben gezeigt, dass bei Alternativen zur Erwartungsnutzenmaximierung, die auf “beliefs” beruhen und deren Repräsentationsform durch das Updating unverändert bleibt, in der Regel Entscheidungssituationen auftreten, in denen dynamisch inkonsistentes Verhalten resultieren kann.

²³Inbesondere kann dies dazu führen, dass ein Individuen sogenannte “Dutch Books” akzeptiert, im Wesentlichen also Geld bezahlt, ohne dass sich seine Situation verändert (Kelsey 1995).

Eine andere Lösung des Inkonsistenzproblems wurde durch Karni und Safra (1989) präsentiert. Sie dezentralisieren die Entscheidungen zu verschiedenen Zeitpunkten und in verschiedenen Informationsmengen, indem sie diese unterschiedlichen Agenten zuweisen. Im Zwei-Perioden-Fall würde es einen Spieler (D1) in der ersten Periode geben, der die Entscheidung für die erste Periode trifft, und mehrere Spieler (D2i) in der zweiten Periode, je nachdem welches Signal i empfangen wurde. Spieler (D2i) kann nur die Entscheidung in der zweiten Periode treffen, falls Signal i eingetroffen ist. Die Präferenzen der Spieler entstehen aus ein- und derselben Anfangspräferenz nach den beschriebenen Updating- Regeln. Karni und Safra betrachten dann ein teilspielperfektes Nash-Gleichgewicht. Die Lösung – bzw. ein Entscheidungsträger, der auf diese Weise repräsentiert werden kann – wird als *verhaltenskonsistent* (“behaviorally consistent”) bezeichnet. Ein solcher Entscheidungsträger ist “rational in the sense that he never deceives himself by choosing a course of action from which he knows in advance he will deviate when the time to implement this course of action comes” (Karni und Safra 1989:441). In den kommenden Kapiteln wird dieses Konzept der Verhaltenskonsistenz Verwendung finden.

3.4 Interpretationen der CEU

In diesem Abschnitt sollen verschiedene Interpretationen der Choquet-Erwartungsnutzen maximierung vorgestellt und so deren Anwendbarkeit auf (umwelt)ökonomische Fragestellungen demonstriert werden.

Wie in Kapitel 1 erläutert wurde, ist Umweltpolitik allgemein, Klimapolitik jedoch im besonderen Maße, mit vielfältigen Unsicherheiten verbunden. Beim derzeitigen Stand der Wissenschaft ist es nicht möglich, einzelnen Konsequenzen klimarelevanter Entscheidungen objektive Wahrscheinlichkeiten zuzuordnen (IPCC III 1996:65). Das Problem eines möglichen Klimawandels ist gleichzeitig durch Individuen nicht unmittelbar wahrnehmbar, sondern von wissenschaftlichen Erklärungsangeboten abhängig. Die Situation ähnelt daher der im Ellsberg Experiment: Die Ergebnisse der Wissenschaft können durch die Individuen als Szenarien aufgefasst werden, bezüglich de-

ren Eintreffenswahrscheinlichkeit Unsicherheit besteht. Die Anwendung der Choquet-Erwartungsnutzentheorie auf die Klimaproblematik könnte also als rein deskriptive Analyse verstanden werden, die die Wünsche einzelner Individuen nach Vermeidungsaktivitäten in Abhängigkeit von ihrer Unsicherheitsaversion untersucht. Das Ergebnis der Analyse würde dann als Input der Individuen in den öffentlichen Meinungsbildungsprozess zu verstehen sein.

Andererseits stellt sich auch dem in der ökonomischen Theorie häufig verwendeten wohlmeinenden Regulator das Problem des Umgangs mit der Unsicherheit. Dieser ist ebenfalls auf die Verwendung wissenschaftlicher Studien angewiesen. In der Regel differieren die wissenschaftlichen Expertisen jedoch; teils werden verschiedene Modelle, teils unterschiedliche Modellparameter verwendet.²⁴ Die wünschenswerte Auflösung wissenschaftlicher Uneinigkeit durch aktive wissenschaftliche Diskussion, scheidet in der Regel an der Vielzahl der Ansätze.²⁵ Eine Entscheidungsfindung setzt daher eine Berücksichtigung und geeignete Kombination oder Aggregation der verschiedenen Expertenmeinungen voraus. Nach Keith (1996) ist dies jedoch mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Einerseits könnte es nicht sinnvoll sein, Meinungen zu aggregieren, die auf verschiedenen Modellen beruhen. Selbst wenn dies geschehen soll, ist die Gewichtung der Expertenaussagen unklar: Der Anteil der Experten, die eine bestimmte Meinung vertreten, entspricht nicht der Wahrscheinlichkeit, dass diese Ansicht die "richtige" ist. Teils werden diese in der Form von Konfidenzintervallen angegeben, wobei jedoch auch Zustände außerhalb dieser nicht ausgeschlossen werden können.²⁶ Idealisiert könnte also angenommen werden, dass jede Expertenmeinung einer bestimmten Wahrschein-

²⁴Insbesondere die Kopplung sozioökonomischer und naturwissenschaftlicher Modelle bereitet aufgrund der hohen Komplexität erhebliche Schwierigkeiten (vgl. Kapitel 1).

²⁵Selbst wenn wie im IPCC-Report (IPCC III 1996) versucht wurde, den wissenschaftlichen Stand des Wissens abzubilden, wurden bestimmte Probleme ausgeblendet. So haben Katastrophenereignisse mit geringer Eintrittswahrscheinlichkeit keine adäquate Berücksichtigung gefunden (s.S.391). Die Vielzahl der Ansichten zeigt sich u.a. an den Beschreibungen verschiedener Modellansätze und -resultate wie z.B. bei der Abschätzung von Vermeidungskosten (s.S. 282-292).

²⁶So wird M. Latif (MPI für Meteorologie, Hamburg) in der Frankfurter Rundschau (30.11.1999, S. 6) bezüglich einer möglichen Eiszeit in Europa aufgrund der globalen Erwärmung zitiert mit: "die Wahrscheinlichkeit dafür liegt vielleicht bei ein bis fünf Prozent". Vergleiche weiter mit Paté-Cornell (1996:148). Diese schreibt: "Experts, however, tend to underestimate uncertainties, and it could well be that the more informed and qualified the expert, the larger his or her uncertainty band."

lichkeitseinschätzung über das Eintreten der Naturzustände entspricht. Ein Regulator, der versucht, diese zu einem Wahrscheinlichkeitsmaß zu aggregieren, könnte nichtsdestotrotz aus Vorsichtsgründen gewillt sein, der für die jeweilige Entscheidungssituation “schlimmsten” prognostizierten Konsequenz ein größeres Gewicht zu geben. In der Terminologie der E-Kapazitäten kann ein solches Entscheidungsverhalten durch eine aggregierte Expertenmeinung μ und eine Menge nicht auszuschließender Wahrscheinlichkeiten Π , die als konvexe Hülle der einzelnen Experteneinschätzungen definiert ist, beschrieben werden. Die Anwendung der CEU auf die Klimaproblematik kann somit auch als Analyse der Entscheidungen eines Entscheidungsträgers verstanden werden, der unsicherheitsavers bezüglich der Aggregation verschiedener Expertenmeinungen ist. Beim Verfolgen der oben beschriebenen Updating-Regeln wird der Entscheidungsträger nach Erhalt neuer Informationen tendenziell die Expertenmeinungen stärker berücksichtigen, die dem beobachteten Ereignis das meiste Gewicht zugeordnet haben.

Eine alternative Motivation zur Verwendung nichtadditiver Maße zur Modellierung von “beliefs” gibt Mukerji (1997). Er unterstellt, dass Entscheidungsträger in vielen Fällen keinen vollständigen Überblick über die möglichen Zustände der Welt haben. Bei gegebenem derzeitigen Wissenstand können sie diese zwar nach einem groben Raster unterscheiden (und Gewichte zuordnen), wie sich aber diese wahrnehmbaren Ereignisse weiter unterteilen lassen, ist (noch) nicht bekannt. Mukerji begründet, dass ein Entscheidungsträger, der diese Beschränkung bezüglich der Unterscheidung von Zuständen der Welt erkennt, durch nichtadditive “beliefs” beschrieben werden kann. Die CEU als Evaluierungsmethode weist dem unbekanntem Ereignis das “worst case outcome” zu und “builds in a bias against acts for which a very bad outcome is possible.” (Mukerji 1997:44). Eine solche Interpretation ist auch bei der Anwendung auf die Klimaproblematik denkbar: Nicht alle möglichen technischen Entwicklungen sind absehbar; Szenarien der Klimamodelle dienen als grobes Raster dessen, was geschehen könnte.²⁷ Neue Informationen könnten hier dazu führen, dass mehr Szenarien (Zustände der Welt) explizit unterschieden werden können, und somit eine Zuordnung von Wahrscheinlichkeiten möglich wird. Dies könnte zum Beispiel mit der klassischen Bayes- Aktualisierungsregel konform sein, bei der – wie gesehen – durch das Upda-

²⁷Wie in Kapitel 1 ausgeführt, sind die Klimamodelle z.B. bisher nicht in der Lage, regional stark disaggregierte Änderungen vorherzusagen.

ting der Wahrscheinlichkeitseinschätzung ein größeres, dem “worst case” dagegen ein geringeres Gewicht zugeordnet wird.

Es gibt also eine Vielzahl Möglichkeiten, die Beschreibung der “beliefs” im Hinblick auf die Klimaproblematik durch nichtadditive Maße (Kapazitäten) zu rechtfertigen. Die stärkere Gewichtung der “worst cases” ist zunächst willkürlich, kann jedoch als Anwendung des Vorsichtsprinzips gedeutet werden.

3.5 Alternative Ansätze

Wie oben bereits erwähnt, wurden in der Vergangenheit verschiedene Alternativen zur Erwartungsnutzenmaximierung entwickelt, größtenteils um Paradoxa wie das von Ellsberg innerhalb einer Entscheidungstheorie erklären zu können.²⁸ Neben dem vorgestellten Choquet-Erwartungsnutzenansatz und der verwandten Modellierung der “beliefs” durch eine Menge von Wahrscheinlichkeiten, verweisen Camerer und Weber (1992) auf die Möglichkeit, Ambiguität durch Einführung von Wahrscheinlichkeiten zweiter Ordnung, d.h. Wahrscheinlichkeitsverteilungen über Wahrscheinlichkeitsverteilungen, zu erklären.²⁹ Ein solcher Ansatz wurde auf die Klimaproblematik durch Welsch (1995) und Eismont und Welsch (1996) angewendet. Problematisch ist hierbei die Unterstellung, dass der Entscheidungsträger zwar keine eindeutige Wahrscheinlichkeitsbewertung erster Ordnung verwenden kann, jedoch die konkrete Zuordnung einer Wahrscheinlichkeitsverteilung über die Wahrscheinlichkeitsverteilungen selbst möglich sein soll.³⁰

Andere Ansätze versuchen stattdessen, Ambiguität durch modifizierte (ex post) Nutzenfunktionen, d.h. Nutzenwerte, die nicht nur vom realisierten Zustand der Welt abhängig sind, zu erklären.³¹ Dieser Ansatz ist jedoch in Hinblick auf die Anwendung

²⁸Einen Überblick über diese Ansätze geben Fishburn (1989), Camerer und Weber (1992) sowie Kelsey und Quiggin (1992).

²⁹Verwiesen wird auf die Ansätze von Segal (1987), Dobbs (1991).

³⁰Bereits Savage (1954:59) stellt hierbei die berechtigte Frage, warum dann nicht gleich auch Wahrscheinlichkeiten dritter, vierter, usw. Ordnung eingeführt werden sollen.

³¹Camerer und Weber (1992) verweisen u.a. auf Sarin und Winkler (1992). Eichberger und Grant

auf die Klimaproblematik schwierig zu implementieren, da erstens eine sinnvolle Verknüpfung der Auszahlungen (Vermeidungskosten und Umweltschäden) in verschiedenen Zuständen der Welt nicht offensichtlich, und zweitens eine Trennung von “beliefs” und Auszahlungen (Nutzen) bei diesem Ansatz nicht immer möglich ist. Es erscheint einfacher, Auszahlungen in den einzelnen Zuständen der Welt unabhängig voneinander in das Nutzenfunktional eingehen zu lassen und die “beliefs” unabhängig davon zu generieren bzw. zu ermitteln.

Verwiesen sei an dieser Stelle schließlich auch auf Entscheidungskriterien bei Unsicherheit, die völlig auf die Zuordnung von “beliefs” (oder Wahrscheinlichkeiten) verzichten. Diese Ansätze beruhen – wie bereits in Kapitel 1 angesprochen wurde – ausschließlich auf “worst und best case” Szenarien.³² In dieser Arbeit sollen diese Kriterien nicht untersucht werden, da sie teilweises Wissen über die relative Gewichtung einzelner Zustände der Welt nicht berücksichtigen können. Man beachte jedoch, dass sich das MaxiMin-Kriterium, also die Analyse des “worst case”, auch als Spezialfall der CEU ergibt.

Zusammenfassend erscheint eine genauere Untersuchung des Choquet-Erwartungsnutzenansatzes aufgrund der verschiedenen Interpretationsmöglichkeiten in Hinblick auf die Klimaproblematik als lohnend. Um Unsicherheitsaversion parametrisch zu behandeln und damit die Abhängigkeit umweltpolitischer Entscheidungen von dieser Größe zu untersuchen, sollen im nächsten Kapitel E-Kapazitäten der Analyse zugrunde gelegt werden. Problematisch kann die mögliche dynamische Inkonsistenz sein. Auf die Auswirkungen des verwendeten Konzeptes der Verhaltenskonsistenz wird im folgenden Kapitel gesondert verwiesen.

(1997) analysieren ein quadratisches Erwartungsnutzenfunktional. Sie beschreiben die “beliefs” durch zwei Wahrscheinlichkeitsverteilungen; Auszahlungen in je zwei Zuständen der Welt gehen gekoppelt in das Nutzenfunktional ein.

³²Einen Überblick gibt über diese Ansätze und ihre Anwendbarkeit auf umweltpolitische Entscheidungen gibt Wätzold (1998).

Kapitel 4

Dynamische Analyse

klimapolitischer Entscheidungen bei Unsicherheit unter Anwendung der CEU

Das im vorangehenden Kapitel vorgestellte Konzept der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung (CEU) soll nun auf klimapolitische Entscheidungen unter Unsicherheit angewendet werden. Die Auswirkungen von Unsicherheitsaversion auf Entscheidungen bezüglich der Reduzierung von Emissionen werden untersucht. Insbesondere wird betrachtet, wie die Emissionsentscheidungen davon abhängen, ob die Möglichkeit des Lernens und damit des Anpassens zukünftiger Emissionspfade an einen verbesserten Wissensstand in den heutigen Entscheidungen reflektiert wird.

Die Erwartung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse in der Zukunft wird in der öffentlichen Diskussion teilweise dazu benutzt, für sogenannte “learn-then-act” oder “wait-and-see”- Strategien zu plädieren. Das heißt, kostenintensive Vermeidungsaktivitäten sollten verschoben werden, bis definitive Erkenntnisse Emissionsreduzierungen erfordern bzw. der Nutzen dieser Aktivitäten nachgewiesen ist.¹ Diese Sichtweise verkennt

¹Vergleiche auch mit den Ausführungen in Kapitel 1.

allerdings die mit der Klimaproblematik verbundenen Irreversibilitäten. So verbleiben einerseits einmal emittierte Treibhausgase entsprechend ihrer natürlichen Lebensdauer in der Atmosphäre, der aufgebaute Bestand an Treibhausgasen ist auf mittlere Sicht irreversibel. Andererseits könnten Klimaänderungen selbst – man denke z.B. an ein mögliches Umkippen des Golfstromes² – irreversibel sein. Solche Irreversibilitäten wurden vielfach benutzt, um als Klimavorsorge sofortige Emissionsreduktionen zu fordern. Chichilnisky und Heal (1993) führen aus, dass aufgrund des Nichtberücksichtigens der Irreversibilitäten viele Modellergebnisse die Notwendigkeit der Reduktionen unterschätzen.

Die Rolle der Irreversibilität von Entscheidungen wurde in der theoretischen Literatur beginnend mit Arrow und Fisher (1974), Henry (1974), Jones und Ostroy (1984) u.a. untersucht. Diese zeigen, dass die Möglichkeit besserer Informationen in der Zukunft die Notwendigkeit verstärkt, Optionen offen zu halten. Die zusätzlichen Kosten von Irreversibilität – der sogenannte Quasi-Optionswert – können einen Erwartungsnutzenmaximierer zur Wahl einer flexibleren Entscheidung bewegen. Im Fall des Klimaproblems muss jedoch eine erhöhte Flexibilität bezüglich des Bestandes an Treibhausgasen durch eine verstärkte Vermeidung der Emissionen erkaufte werden. Diese Vermeidungsaktivitäten führen zu Vermeidungskosten und somit zu einem sofortigen Nutzenverlust. Abzuwägen sind also eine ökologische und eine ökonomische Irreversibilität. Ob somit die Möglichkeit des Lernens zu mehr oder minder strikten Vermeidungsaktivitäten führen soll, ist a priori unklar. Dieses Negativergebnis wurde durch Epstein (1980) bestätigt, der hinreichende Bedingungen darstellt, unter denen Informationsmöglichkeiten zu einem geringeren bzw. höheren Niveau der irreversiblen Aktivität führen. Ulph und Ulph (1997) greifen diese Analyse auf und weisen in einem einfachen Modell zur Klimaproblematik nach, dass unter Standardbedingungen nicht klar ist, wie heutige Emissionen durch die Lernmöglichkeiten beeinflusst werden sollten. Alle diese Modelle verwenden als Entscheidungskriterium die Erwartungsnutzenmaximierung.

In diesem Kapitel soll diese Fragestellung des Einflusses der Information auf heutige Entscheidungen für das Entscheidungskriterium der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung analysiert werden. Das Kapitel ist wie folgt aufgebaut. Zunächst wird das

²Vergleiche dazu mit Rahmstorf (1999).

Grundmodell vorgestellt. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den Modellen von Ulph und Ulph (1997) und Epstein (1980) zu gewährleisten, wird ein stilisiertes Zwei-Perioden-Modell analysiert. Emissionsentscheidungen müssen in Periode 1 und 2 getroffen werden. Hierbei können nach Ablauf der Periode 1 neue Informationen eintreffen. Vereinfachend wird unterstellt, dass diese Informationen kostenlos sind und durch die Entscheidungen in der ersten Periode nicht beeinflusst werden können.³ Unsicherheit bestehe ausschließlich bezüglich des durch die Treibhausgasbestände induzierten Schadens. Die Vermeidungskosten, um ein bestimmtes Emissionsniveau in Periode 1 bzw. 2 zu erreichen, seien bekannt. Diese Annahme lässt sich damit rechtfertigen, dass – wie in Kapitel 1 gezeigt – auf der Emissionsseite nur sozioökonomische Unsicherheiten bestehen, für die Bewertung der schädlichen Auswirkungen der Emissionen jedoch sämtliche naturwissenschaftliche und Modellunsicherheiten, wie auch sozioökonomische Bewertungsfragen entscheidend sind. Daher werden die Unsicherheiten auf der Wirkungsseite wesentlich größer als die auf der Vermeidungsseite sein.

Zunächst werden die Standardergebnisse für das Kriterium der Erwartungsnutzenmaximierung kurz dargestellt. Danach werden dann die Auswirkungen der Unsicherheitsaversion auf die Entscheidungen eines Choquet-Erwartungsnutzenmaximierers untersucht. Dies erfolgt zunächst für den Spezialfall, dass die Information die Unsicherheit perfekt auflöst, das heißt der aus den Emissionen entstehende Schaden bekannt wird, bevor über die Emissionen der Periode 2 entschieden wird. Danach werden die Entscheidungen für Präferenzen, die keine Unsicherheitsaversion bezüglich der Information aufweisen, analysiert. Für diese beiden Spezialfälle gilt, dass eine höhere Unsicherheitsaversion ein geringeres Emissionsniveau in der ersten Periode impliziert. Für ein gegebenes Aversionsniveau können die Entscheidungen allerdings als Entscheidungen eines herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierers aufgefasst werden. Die Standardergebnisse der EU sind also anwendbar. Damit sind keine eindeutigen Aussagen möglich, ob der Irreversibilitätseffektes gilt oder nicht, die Berücksichtigung der Lernmöglichkeit also zu einer stärkeren oder einer verringerten Vermeidungsaktivität führt.

³Es gibt also insbesondere nicht die Möglichkeit, gerade bei einem hohen anfänglichen Emissionsniveau aufgrund schnellerer Veränderungen des Klimas oder betroffener Ökosysteme die Auswirkungen des erhöhten atmosphärischen Treibhausgasbestandes zu erkennen.

Anschließend werden die in Kapitel 3 vorgestellten einfachen Kapazitäten untersucht, wo auch nach Eintreffen neuer Informationen kein Naturzustand definitiv ausgeschlossen werden kann. Auch hier hängt die Existenz des Irreversibilitätseffektes von der speziellen Form der Nutzenfunktionen ab. Für den Spezialfall quadratischer Kostenstrukturen allerdings ändern sich die qualitativen Aussagen für hohe Unsicherheitsniveaus: Während für (risikoneutrale) Erwartungsnutzenmaximierung und damit auch für Choquet-Erwartungsnutzen maximierung mit geringer Unsicherheitsaversion die Möglichkeit des Lernens zu erhöhten Emissionen in der ersten Periode führt, gilt für hohe Unsicherheitsniveaus das Gegenteil: Die Berücksichtigung von Lernmöglichkeiten führt zu vermehrten Vermeidungsanstrengungen. Abschließend wird in diesem Kapitel untersucht, wie die Entscheidungen eines Choquet-Erwartungsnutzenmaximierers von der Möglichkeit abhängen, bestimmte Szenarien (d.h. Schadensparameter) definitiv auszuschließen. In einer kurzen Zusammenfassung sollen dann die Ergebnisse kritisch eingeschätzt werden und ein Vergleich von Unsicherheits- und Risikoaversion erfolgen.

4.1 Das Grundmodell

Analysiert wird ein einfaches Zwei-Perioden-Modell, das einige Charakteristika der Klimaproblematik abbilden kann.⁴ Emissionsentscheidungen müssen zu zwei verschiedenen Zeitpunkten getroffen werden. Angenommen wird, dass die Auswirkungen der resultierenden Emissionsniveaus, e_1 in Periode 1 bzw. e_2 in Periode 2, als Nutzen eines repräsentativen Haushaltes bzw. als Wohlfahrtsmaß in monetären Einheiten gemessen werden. Sie seien abhängig von der Realisation eines Zustandes der Natur, bezüglich dem Unsicherheit besteht. Nach Ablauf der ersten Periode, jedoch bevor die Entscheidung für die zweite Periode fixiert werden muss, können neue (kostenlose) Informationen den Wissenstand bezüglich des Naturzustandes verändern. Die Menge der möglichen Informationen (oder Signale) wird mit \mathcal{I} bezeichnet und als endlich angenommen. Die Menge der Naturzustände \mathcal{S} sei ebenfalls endlich. Ein Paar $(i, s) \in \mathcal{I} \times \mathcal{S}$ wird – in Übereinstimmung mit den Begrifflichkeiten in Kapitel 3 – als Zustand der Welt bezeichnet. Σ sei eine σ -Algebra auf der Menge der Zustände der Welt.

⁴Das Modell entspricht in den Grundzügen dem von Ulph und Ulph (1997).

Die Emissionen eines Treibhausgases – hier als Kohlendioxid angenommen⁵ – entstehen bei Produktion oder Konsum bestimmter Güter. Der Nutzen des Konsums dieser Güter hängt also von den Emissionen ab und sei mit $V^1(e_1)$ in Periode 1 bzw. mit $V^2(e_2)$ in Periode 2 bezeichnet. Man beachte, dass die Vermeidungskosten in den beiden Perioden unabhängig voneinander sind. Implizit ausgeschlossen wird somit eine (teilweise) irreversible Investition in Vermeidungstechnologien in der ersten Periode, die die Vermeidungskosten bzw. die möglichen Emissionsentscheidungen in der zweiten Periode beeinflusst.⁶ Sowohl $V^1(\cdot)$ als auch $V^2(\cdot)$ seien zweifach stetig differenzierbar, streng monoton wachsend und konkav. Auf der anderen Seite akkumulieren sich die Treibhausgase in der Atmosphäre. Der Bestand dieser Gase kann zu Schäden aufgrund der globalen Erwärmung führen. Angenommen wird, dass diese Schäden ausschließlich von dem Bestand am Ende der zweiten Periode abhängen.⁷ Dieser ist gegeben durch $e = e_0\delta^2 + e_1\delta + e_2$, wobei e_0 den Treibhausgasbestand vor Beginn der ersten Periode und δ den Anteil des Bestandes bezeichnet, der nach Ablauf einer Periode in der Atmosphäre zurückbleibt.⁸ Die Höhe des Umweltschaden aufgrund der Klimaänderung, $D(e, s)$, hängt von der Ausprägung eines Naturzustandsparameters $s \in \mathcal{S}$ ab. Angenommen sei

$$D' = \frac{\partial D}{\partial e} > 0, \quad D'' = \frac{\partial^2 D}{\partial e^2} \geq 0,$$

das heißt die Schadensfunktion ist zweifach stetig differenzierbar, monoton und konvex

⁵In einigen Modellen wird ein Aggregat von Klimagasen betrachtet. So besteht das ökologische Ziel bei Michaelis (1996) in einem aggregierten Treibhausgasbestand. Als Umrechnungsfaktoren gehen dabei die jeweiligen “Global Warming Potentials” in die Analyse ein. Bei einer simultanen Berücksichtigung der Vermeidungs- und der Wirkungsseite kann dieses Vorgehen in der Regel jedoch nur für einen festen Mix der Treibhausgasemissionen gerechtfertigt werden. Im Allgemeinen wird der optimale Mix der Vermeidungsaktivitäten im Laufe der Zeit schwanken können, so dass die Entscheidung nicht mehr als eindimensionales Problem betrachtet werden kann.

⁶Solche (irreversiblen) Investitionen in Vermeidungstechnologien wurden zum Beispiel durch Kolstad (1996) im Rahmen eines stochastischen Wachstumsmodells untersucht.

⁷Der Eintritt der Schäden erst am Ende der zweiten Periode kann gerechtfertigt werden mit der großen Zeitverzögerung zwischen Emission und Klimawirkung. Sollten (sichere) Schäden bereits vorher eintreten, so kann dies in der Nutzenfunktion $V^1(\cdot)$ reflektiert werden. Nicht abgebildet werden kann so allerdings die mögliche Pfadabhängigkeit der Umweltschäden. Diese entsteht aufgrund der Abhängigkeit der Anpassungsfähigkeit der betroffenen Ökosysteme von der Geschwindigkeit eines Temperaturanstiegs.

⁸Zur Lebensdauer und Abbaurate siehe IPCC I (1996, ch. 2) und auch Michaelis (1996).

im Emissionsniveau. Weiterhin soll s als Schadensparameter in dem Sinne interpretiert werden können, dass Schaden und Grenzschaden in s wachsen:

$$D(e, s) \geq D(e, \bar{s}) \text{ und } D'(e, s) \geq D'(e, \bar{s}) \text{ für alle } e \text{ falls } s > \bar{s} .$$

Die Gesamtwohlfahrt – bzw. der Gesamtnutzen des repräsentativen Konsumenten – ist somit gegeben durch

$$u = U(e_1, e_2, s) = V^1(e_1) + \rho[V^2(e_2) - D(e_0\delta^2 + e_1\delta + e_2, s)] , \quad (4.1)$$

wobei ρ die Diskontrate bezeichnet.⁹ Vereinfachend werden die Darstellungen im Folgenden auf den Fall $e_0 = 0$, $\rho = \delta = 1$ beschränkt. Alle Ergebnisse können jedoch leicht verallgemeinert werden.

In Übereinstimmung mit Kapitel 3.3.1 werden die Vorstellungen des Entscheidungsträgers bezüglich des Eintretens des ex ante unbekanntes Zustands der Welt, das heißt einer Information (eines Signals) $i \in \mathcal{I}$ und eines Naturzustands $s \in \mathcal{S}$, durch eine Kapazität $\nu : \Sigma \rightarrow \mathbb{R}$ charakterisiert. Nach Erhalt eines Signals $i \in \mathcal{I}$, d.h. Beobachtung des Ereignisses $\{i\} \times \mathcal{S}$, führt eine Aktualisierung der “beliefs” zu den in Kapitel 3.3.1 beschriebenen bedingten Kapazitäten $\nu(\cdot | i)$.

Entscheidungen bezüglich des Emissionsniveaus in der zweiten Periode können somit in Abhängigkeit vom erhaltenen Signal $i \in \mathcal{I}$ getroffen werden. Die im Folgenden untersuchten Fälle werden danach unterschieden, ob der Entscheidungsträger in der ersten Periode diese mögliche differenzierte Entscheidung in der zweiten Periode berücksichtigt. Auf die zwei Fälle wird als “Nicht-Lernen”-Fall “N” bzw. als “Lernen”-Fall “L” verwiesen. Die Zeitstruktur des Modells ist in Abbildung 4.1 dargestellt.

4.1.1 Die Optimalbedingungen

Bevor in den folgenden Abschnitten konkrete E-Kapazitäten untersucht werden, sollen zunächst die allgemeinen Optimalbedingungen hergeleitet werden. Betrachtet wird

⁹Unter den obigen Annahmen gilt für $s \geq \bar{s}$ sowohl $U(e_1, e_2, s) \leq U(e_1, e_2, \bar{s})$ als auch $U_{e_l}(e_1, e_2, s) = \frac{\partial U(e_1, e_2, s)}{\partial e_l} \leq \frac{\partial U(e_1, e_2, \bar{s})}{\partial e_l}$ für $l = 1, 2$. Ein größerer Schadensparameter s impliziert also sowohl einen geringeren Nutzen als auch geringere Grenznutzen aus den Emissionen.

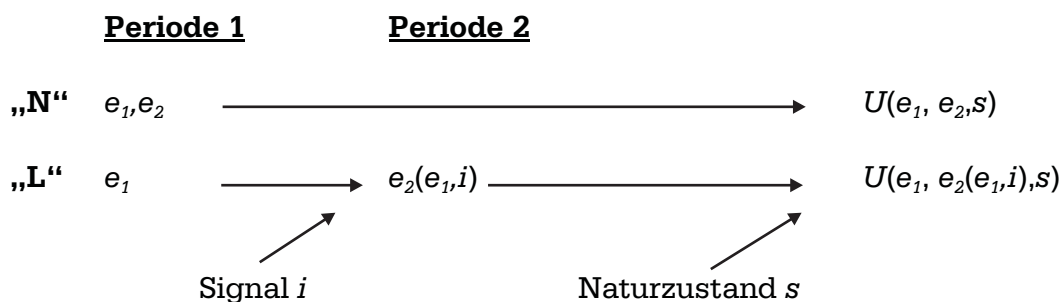


Abbildung 4.1: Zeitstruktur für “Nicht-Lernen” und “Lernen”.

zunächst der Fall “N”, das heißt die Möglichkeit des Lernens findet keine Berücksichtigung. Der CEU-Maximierer¹⁰ löst hier

$$\int_{I \times S} U(e_1, e_2, s) d\nu(i, s) \rightarrow \max_{e_1, e_2}$$

und erhält als Bedingungen erster Ordnung

$$0 = \int_{I \times S} \frac{\partial U(e_1, e_2, s)}{\partial e_1} d\nu(i, s) \quad (4.2)$$

für $l = 1, 2$. Die Lösung sei mit e_1^N, e_2^N bezeichnet.

Falls jedoch der Entscheidungsträger die Möglichkeit des Lernens einbezieht, kann die Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung zu zeitinkonsistenten Entscheidungen führen. Verwendet man das in Kapitel 3.3.2 vorgestellte Konzept der Verhaltenskonsistenz, so wird ein teilspielperfektes Gleichgewicht zwischen den (hypothetisch getrennten) Entscheidungsträgern (D1) in Periode 1 und (D2i) in Periode 2 betrachtet. Dieses kann durch rückwärtige Induktion bestimmt werden.

Bei der Entscheidung über das Emissionsniveau $e_2(i)$ nimmt der Entscheidungsträger (D2i) das Emissionsniveau der Periode 1 e_1 und das Signal $i \in \mathcal{I}$ als gegeben an. Er löst folglich:

$$\int_S U(e_1, e_2, s) d\nu(s | i) \rightarrow \max_{e_2} ,$$

¹⁰Man beachte, dass nach Annahme 3.1 davon ausgegangen wird, dass der CEU-Maximierer risikoneutral ist. Es werden daher ausschließlich die Auswirkungen der Unsicherheitsaversion untersucht.

und erhält als Bedingung erster Ordnung

$$0 = \int_{\mathcal{S}} \frac{\partial U(e_1, e_2, s)}{\partial e_2} d\nu(s | i) . \quad (4.3)$$

Die Lösung sei mit $e_2^L(e_1, i)$ bezeichnet.

Entscheidungsträger (D1) – der das Emissionsniveau der ersten Periode bestimmt – berücksichtigt bei seiner Entscheidung deren Einfluss auf die Entscheidungen bezüglich zweiten Periode:

$$\int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\nu(i, s) \rightarrow \max_{e_1} .$$

Als Optimalitätsbedingung ergibt sich:

$$0 = \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} \left[\frac{\partial U(\cdot, \cdot, s)}{\partial e_1} + \frac{\partial U(\cdot, \cdot, s)}{\partial e_2} \frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} \right] d\nu(i, s) \quad (4.4)$$

Man beachte, dass im Unterschied zur herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierung die Optimalitätsbedingungen zur Wahl von $e_2^L(e_1, i)$ in der Regel beim Integrieren nicht den Wegfall der $\partial U / \partial e_2$ -Terme in (4.4) implizieren. Dies zeigt auf, dass das Konzept der Verhaltenskonsistenz im Allgemeinen nicht zu ex ante optimalen Entscheidungen führt. Damit verbunden ist nach Wakker (1988), dass der Wert der Information (des Lernens) auch negative Werte annehmen kann. Dieser *Wert der Information* ist definiert als

$$\int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1^L, e_2^L(e_1, i), s) d\nu(i, s) - \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1^N, e_2^N, s) d\nu(i, s) .$$

Entscheidungsträger, die wählen können, ob sie die (kostenlose) Information bekommen möchten, könnten sich somit gegen diese Informationsmöglichkeit entscheiden.

Bevor die aus den obigen Optimalitätsbedingungen hergeleiteten Emissionsentscheidungen für den Fall der in Kapitel 3.3.1 beschriebenen E-Kapazitäten untersucht werden, sollen zunächst die Ergebnisse der Literatur für den Fall einer Erwartungsnutzenmaximierung, d.h. den Spezialfall der CEU für additive Kapazitäten, aufgeführt werden.

4.1.2 Die Ergebnisse bei EU

Die Entscheidungen eines herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierers sind abhängig von seinem Risikoverhalten. Zunächst sollen – in Übereinstimmung mit Annahme 3.1

– die Entscheidungen eines risikoneutralen Erwartungsnutzenmaximierers untersucht werden. Um eine Basis für einen späteren Vergleich zwischen den Auswirkungen von Unsicherheitsaversion eines CEU-Maximierers und von Risikoaversion zu schaffen, wird daran anschließend die Rolle der Risikoaversion untersucht.

4.1.2.1 Risikoneutralität

Das risikoneutrale Erwartungsnutzenkriterium ergibt sich als Spezialfall der CEU für “beliefs”, die durch additive Kapazitäten beschrieben werden. Ist also die Kapazität $\nu(\cdot)$ ein additives Wahrscheinlichkeitsmaß, so entsprechen auch die Optimalitätsbedingungen für den Fall der Nichtberücksichtigung des Lernens “N” denen in (4.2). Die Bedingungen erster Ordnung im “L”-Fall entsprechen denen in (4.3) und (4.4). Man beachte, dass der Wert des Lernens im Fall der Erwartungsnutzenmaximierung immer nichtnegativ ist.

Der erwartete (risikoneutrale) Nutzen nach erfolgter Wahl von e_1 und bezüglich einer Wahrscheinlichkeitsverteilung $\pi(s)$ über das Eintreten der Naturzustände entspricht dann

$$J(e_1, \pi) = \max_{e_2} \int U(e_1, e_2, s) d\pi(s) .$$

Hinreichende Bedingungen dafür, ob der Irreversibilitätseffekt gilt oder nicht – d.h. ob die Berücksichtigung des Lernens zu geringeren oder höheren Emissionen führt – können mit Hilfe von $J(\cdot, \cdot)$ formuliert werden. Epstein (1980) erhält folgendes Ergebnis:

Theorem 4.1 (Epstein 1980)

- (i) Ist $J_{e_1}(e_1, \pi) = \frac{\partial J}{\partial e_1}(e_1, \pi)$ konvex in π , dann gilt $e_1^L \geq e_1^N$.
- (ii) Ist $J_{e_1}(e_1, \pi)$ konkav in π , dann gilt $e_1^L \leq e_1^N$.

Lernmöglichkeiten führen also dann zu geringeren Emissionen, wenn die Ableitung der Wertefunktion konkav in dem Wahrscheinlichkeitsmaß ist. Dies ist unter anderem dann erfüllt, wenn die Funktion U intertemporal separabel ist, das heißt das Emissionsniveau der ersten Periode *nicht* den Grenznutzen der Emissionen der zweiten Periode, sondern

möglicherweise nur den Bereich der zulässigen Emissionsniveaus, beeinflusst.¹¹ Für die hier untersuchte Anwendung auf die Klimaproblematik kann jedoch nicht von einer solchen Separabilität ausgegangen werden: Der Schaden und damit im Allgemeinen auch der Grenzscha-den von Emissionen der zweiten Periode hängen von dem bereits vorhandenen Bestand an Treibhausgasen – also auch von e_1 – ab. Allgemeine Ergebnisse können nicht hergeleitet werden. Um dies zu illustrieren, werden im Folgenden zwei Beispiele betrachtet.

Zunächst wird der Fall quadratischer Nutzen- und Schadensfunktionen, das heißt linearer Grenzkostenverläufe, wobei der Schadensparameter linear eingeht, analysiert. Diese seien gegeben durch:

$$V_{e_2}^2(e_2) = \begin{cases} a_1 - a_2 e_2 & \text{für } 0 \leq e_2 < a_1/a_2 \\ 0 & \text{für } e_2 > a_1/a_2, \end{cases} \quad \text{wobei } a_1, a_2 > 0 \quad (4.5)$$

$$D'(e, s) = b_{11} + s b_{12} + (b_{21} + s b_{22})e, \quad \text{wobei } b_{ij} \geq 0 \quad (4.6)$$

Man beachte, dass die geforderte Nichtnegativität der Parameter hinreichend ist für nichtnegative und in e und s steigende Grenzscha-den. Unter Anwendung von Theorem 4.1 ergibt sich dann:

Folgerung 4.1 V^2 und D seien durch (4.5) bzw. (4.6) gegeben. Eine innere Lösung ($e_2 > 0$) wird vorausgesetzt, d.h. für das Emissionsniveau der ersten Periode gilt: $e_1 < \frac{a_1 - (b_{11} + b_{12} \int s d\pi(s))}{b_{21} + b_{22} \int s d\pi(s)}$. Dann gilt, dass die Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten zu höheren Emissionen führt ($e_1^L \geq e_1^N$). Der Irreversibilitätseffekt tritt also nicht auf.

Der Beweis findet sich im Anhang 4A.

Für allgemeinere Kostenstrukturen kann dieses Ergebnis jedoch nicht bestätigt werden. Bereits bei Schadensfunktionen der Form

$$D'(e, s) = s + s^2 e,$$

kann der Irreversibilitätseffekt auftreten. Dies zeigt folgendes Beispiel:

¹¹Dieser Spezialfall wird in Epstein's (1980) "Highways and Farms"-Beispiel behandelt. Für einen alternativen Beweis, der sich auf das Theorem von Jones und Ostroy (1984), eine Alternative zu Epstein, stützt, siehe auch Schmutzler (1991:100).

Beispiel 4.1 Die Kostenfunktionen seien gegeben durch

$$V_{e_1}^1(e) = V_{e_2}^2(e) = \begin{cases} 1 - e & \text{für } 0 \leq e < 1 \\ 0 & \text{für } e > 1 \end{cases}$$

$$D'(e, s) = s + s^2 e .$$

Es seien zwei Signale, $i = A, B$, sowie drei Naturzustände, $s = 0, 0.5, 1$ möglich. Die Wahrscheinlichkeiten des Eintretens seien gegeben durch $\mu(A) = \mu(B) = 0$, $\mu(0 | A) = 1/5$, $\mu(0.5 | A) = 4/5$, $\mu(0 | B) = 7/9$, $\mu(0.5 | B) = 0$. Dann ist das Emissionsniveau mit Berücksichtigung der Lernmöglichkeit ($e_1^L = 0.4839$) geringer als das ohne Lernen ($e_1^N = 0.4844$). Der Irreversibilitätseffekt tritt also auf.

Damit wird deutlich, dass bereits für Kostenstrukturen, die in den Emissionsniveaus quadratisch sind, keine eindeutige Aussage getroffen werden kann, ob der Irreversibilitätseffekt gilt. Sollten die Kosten linear im Schadensparameter sein, so tritt der Irreversibilitätseffekt nicht auf und die Emissionen unter Berücksichtigung des Lernens übersteigen die im Fall "ohne Lernen". Sind dagegen die Grenzschäden nicht linear im Schadensparameter, so kann der Irreversibilitätseffekt auftreten.

Allgemeingültige Aussagen lassen sich also mit Hilfe der hinreichenden Bedingungen Epstein's nicht treffen. Ulph und Ulph (1996,1997) leiten daher alternative Bedingungen ab. Sie führen eine exogene Irreversibilitätsbedingung ein, die hier $e_2 \geq 0$ entsprechen würde. Ulph und Ulph zeigen, dass der Irreversibilitätseffekt gilt, falls diese Irreversibilitätsbedingung im Nicht-Lernen-Fall bindend ist. Eine solche exogene Bedingung widerspricht jedoch der Intuition, dass die Irreversibilität bereits in den Vermeidungskostenstrukturen reflektiert ist. Emissionen sind dann irreversibel, wenn eine Verringerung des Treibhausgasbestandes durch negative Emissionen nicht zu endlichen Kosten erfolgen kann. Irreversibilität wird daher in unendlichen Kosten (bzw. unendlich geringen Nutzen) negativer Emissionsniveaus reflektiert. Eine zusätzliche exogene Irreversibilitätsbedingung ist somit bei einer solchen Modellierung überflüssig und hat keine ökonomische Bedeutung.

4.1.2.2 Risikoaversion

Während bisher Risikoneutralität vorausgesetzt wurde, sollen in diesem Abschnitt die Auswirkungen von Risikoaversion auf die Emissionsentscheidungen erörtert werden. Aufgrund des Partialcharakters des untersuchten Modells ist es sinnvoll anzunehmen, dass Änderungen der Auszahlungen um eine naturzustandsunabhängige Konstante die Entscheidungen nicht beeinflussen. Daher wird im Folgenden von konstanter absoluter Risikoaversion ausgegangen.¹² Eine zunehmende Risikoaversion führt zu einer Annäherung der Präferenzen an eine limitationale Struktur. Im Extremfall, d.h. für unendlich hohe Risikoaversion, ist der minimale Nutzen ausschlaggebend für die Entscheidungen. Für unendlich hohe Risikoaversion stimmt also die Erwartungsnutzenmaximierung mit dem MaxiMin-Kriterium überein.

Das Risiko im Rahmen des vorgestellten Modells entsteht aufgrund der von der Ausprägung des Naturzustandes abhängigen Nutzenniveaus. Aufgrund Annahme 4.1 steigen die Unterschiede zwischen den ex post Nutzenniveaus mit zunehmenden Bestand an Schadstoffen. Somit führt eine Steigerung der Risikoaversion zu einer Verringerung des optimalen Endbestandes an Schadstoffen. Bezüglich der Emissionsentscheidung in der ersten Periode erhält man folgendes Ergebnis:

Proposition 4.1 *Eine Erhöhung der Risikoaversion führt zu einer Verringerung der Emissionen in der ersten Periode, sofern (i) die Möglichkeit neuer Informationen nicht berücksichtigt wird oder (ii) die erwarteten Signale den Naturzustand perfekt offenbaren. Im Allgemeinen kann jedoch eine erhöhte Risikoaversion auch zu einer Ausweitung der Emissionen führen.*

Der Beweis erfolgt im Anhang 4A. Intuitiv bedeutet zunächst eine erhöhte Risikoaversion in der zweiten Periode, dass für ein gegebenes Emissionsniveau e_1 die Emissionen in der zweiten Periode gedrosselt werden, um den Endbestand zu reduzieren. Damit treten bezüglich der Änderung von e_1 zwei gegenläufige Effekte auf: Einerseits führt die erhöhte Risikoaversion direkt zu einer Verringerung der Emissionen in Periode 1, andererseits führt der indirekte Effekt aufgrund der Änderung von e_2 zu einem geringeren

¹²Man vergleiche mit den Definitionen in Kapitel 2 auf Seite 33.

Grenzscha-den aus den Emissionen in der ersten Periode und damit zu einer Erhöhung dieses Emissionsniveaus. Sofern die Möglichkeit des Lernens nicht berücksichtigt wird, überwiegt der erste (direkte) Effekt. Gleiches gilt für perfekt informative Signale. Hier entfällt der indirekte Effekt aufgrund veränderter Risikoaversion, da in der zweiten Periode kein Risiko mehr vorliegt. Im Allgemeinen kann jedoch für bestimmte Aversionsniveaus auch der indirekte Effekt überwiegen, so dass dann die Emissionen der ersten Periode mit zunehmender Risikoaversion steigen.

Wie gesehen wirkt sich die Risikoaversion auf die Emissionen ohne bzw. mit Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten unterschiedlich aus. Dabei kann auch das Auftreten des Irreversibilitätseffektes vom Grad der Risikoaversion abhängen. Dies soll im folgenden Beispiel illustriert werden.

Beispiel 4.2 Die Nutzenfunktion sei gegeben durch $U(e_1, e_2, s) = -[(1 - e_1)^2 + (1 - e_2)^2 + s(e_1 + e_2)^2]/2$, wobei der Naturzustandsparameter die Werte $s = 0, 1$ annehmen kann. Zwei Signale $i = A, B$ mit $\mu(A) = \mu(B) = 0.5$ seien möglich. Die Information sei perfekt, d.h. $\mu(0 | A) = \mu(1 | B) = 1$. Für geringe Aversionsniveaus liegen nach Folgerung 4.1 die Emissionen mit Berücksichtigung des Lernens über denen im Fall ohne Lernen. Für hohe Aversionsniveaus kehrt sich diese Relation um. So gilt z.B. für Präferenzen, die eine konstante absolute Risikoaversion von 10 aufweisen, dass $e_1^N = 0.351577 > 0.338385 = e_1^L$. Der Irreversibilitätseffekt tritt hier also auf.

Da die in dieser Arbeit untersuchte Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung eine Verallgemeinerung der Erwartungsnutzenmaximierung darstellt, können natürlich auch für diese keine allgemeingültigen Aussagen bezüglich des Irreversibilitätseffektes getroffen werden. Ähnlich zu den Auswirkungen von Risikoaversion auf die Emissionsentscheidungen kann für die CEU jedoch der Einfluss der Unsicherheitsaversion untersucht werden. Interessant ist insbesondere, ob bzw. wie sich die Aussagen bezüglich des Irreversibilitätseffektes für große Unsicherheitsaversionen ändern. Untersucht werden soll daher im Folgenden jeweils zunächst die Rolle der Unsicherheitsaversion auf die Emissionsentscheidungen, bevor der Irreversibilitätseffekt neu analysiert wird.

4.2 Perfekte Information

Ein Extremfall der Qualität der Informationen ist, dass diese den Naturzustand perfekt offenbaren. Betrachtet man das Zwei-Perioden-Modell (siehe Abbildung 4.1), so würde in diesem Fall Unsicherheit nur in der ersten Periode bestehen. In der zweiten Periode dagegen ist der Naturzustand bekannt. Die ex ante “beliefs” können dann – wie in Kapitel 3.3.1 diskutiert – als eine E-Kapazität der Form $\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda)\beta^R$ modelliert werden, wobei $\mu(i) = \mu(i, s^i)$ und $\beta^R(X) = 1$ falls $X \supseteq E^R = \{(i, s^i) \mid i \in \mathcal{I}\}$.

Das Zielfunktional für den Fall, dass Lernen keine Berücksichtigung findet, hat somit die Form

$$\begin{aligned} W^N(e_1, e_2) &= \lambda \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_2, s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) \min_{i \in \mathcal{I}} U(e_1, e_2, s^i) \\ &= \lambda \int_{\mathcal{S}} U(e_1, e_2, s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) U(e_1, e_2, \max_i s^i) \end{aligned}$$

und die Optimalitätsbedingung (4.2) kann spezifiziert werden als:

$$0 = \lambda \int_{\mathcal{I}} U_{e_l}(e_1, e_2, s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) U_{e_l}(e_1, e_2, \max s) \quad \text{für } l = 1, 2. \quad (4.7)$$

Falls jedoch die künftige perfekte Information mit in Betracht gezogen wird, so ergeben sich zu einem beliebigen Emissionsniveau e_1 nach Beobachtung des Signal i die Emissionen der zweiten Periode aus

$$0 = U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i), \quad (4.8)$$

und somit maximiert das optimale Erstperiodenemissionsniveau

$$\begin{aligned} W^L(e_1) &= \lambda \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) \min_i U(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i) \\ &= \lambda \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) U(e_1, e_2^L(e_1, \arg \max_i s^i), \max_i s^i). \end{aligned}$$

Die Optimalitätsbedingung lautet also

$$0 = \lambda \int_{\mathcal{I}} U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, \arg \max_i s^i), \max_i s^i). \quad (4.9)$$

Die optimalen Emissionsniveaus im “Nicht-Lernen” Fall (e_1^N, e_2^N) und im “Lernen” Fall ($e_1^L, e_2^L(i)$) sind abhängig von dem ex ante Konfidenzniveau λ . Die Art und Weise dieser Abhängigkeit ist in der folgenden Proposition formuliert.

Proposition 4.2 *Das Emissionsniveau in Periode 1 steigt – sowohl im Fall “N” als auch “L” – wenn das Konfidenzniveau λ zunimmt, d.h. die Unsicherheitsaversion abnimmt. Die Emissionen in der zweiten Periode steigen in λ im Fall “N”, fallen jedoch, falls die zukünftige perfekte Information berücksichtigt wird.*

Intuitiv lässt sich der Anstieg der Emissionen in der ersten Periode für steigende Konfidenzniveaus mit einer Bewegung weg von dem MaxiMin-, hin zum Erwartungsnutzenkriterium begründen. Dem “worst case”, das heißt dem Naturzustand mit dem größten Umweltschaden, wird ein geringeres Gewicht zugeordnet. Daher müssen die Emissionen in der ersten Periode nicht mehr so stark reduziert werden. Für die Zweitperiodenniveau im “N”-Fall lässt sich die gleiche Argumentation anwenden. Für den “Lernen”-Fall dagegen werden die Emissionen in Periode 2 sinken, da durch geringere Vermeidung in der ersten Periode der Bestand an Treibhausgasen und damit auch der Grenzscha- den aus den Emissionen erhöht wird. Der formale Beweis findet sich im Anhang 4A.

Zu einem fixierten Konfidenzparameter kann nun der Effekt der Lernmöglichkeit auf die Emissionsentscheidungen betrachtet werden. Hierzu sei angemerkt, dass sich der hier untersuchte CEU-Maximierer, der perfekt informative Signale erwartet, äquivalent zu einem Erwartungsnutzenmaximierer verhält, dessen “beliefs” durch ein an den Konfidenzparameter angepasstes Wahrscheinlichkeitsmaß beschrieben werden. Betrachtet werde das Wahrscheinlichkeitsmaß

$$\pi(i, s) = \lambda \mu(i, s) \text{ für alle } i \neq \arg \max_j s^j, \quad \pi(i, s) = \lambda \mu(i, s^i) + 1 - \lambda \text{ für } i = \arg \max_j s^j.$$

Einfach zu sehen ist, dass die ex ante Präferenzen des CEU-Maximierers bezüglich dem oben definierten $\nu(\cdot)$ und die eines herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierers bezüglich π übereinstimmen. Zudem stimmen für perfekt informative Signale auch die aktualisierten “beliefs” überein ($\pi(s^i | i) = \nu(s^i | i) = 1$). Emissionsentscheidungen basierend auf einer CEU-Maximierung bezüglich ν sind also mit denen bei Erwartungsnutzenmaximierung bezüglich π identisch. Somit können die Ergebnisse von Epstein (1980) und Ulph und Ulph (1997) bezüglich des Irreversibilitätseffektes direkt angewendet werden:

Folgerung 4.2 *Sofern die Information in Periode 2 den Naturzustand perfekt offenbart, hat die Berücksichtigung dieser Lernmöglichkeit keinen eindeutigen Effekt auf das*

Emissionsniveau in Periode 1. Das heißt, Lernmöglichkeiten können in Abhängigkeit von der spezifischen Form der Nutzenfunktionen zu erhöhten oder verminderten Emissionen in der ersten Periode führen.

Die Emissionsentscheidungen unter CEU basieren – wie oben beschrieben – auf dem Konzept der Verhaltenskonsistenz. Dieses Konzept wurde eingeführt, um die mögliche dynamische Inkonsistenz von Präferenzen zu überwinden. Da wie gezeigt, der CEU-Maximierer, der perfekte Information erwartet, jedoch auch äquivalent als herkömmlicher Erwartungsnutzenmaximierer beschrieben werden kann, treten in diesem Fall keine Inkonsistenzen auf. Daher kann auch der in Abschnitt 4.1.1 angesprochene Fall eines negativen Wertes der Information nicht auftreten. Dieses ist in der folgenden Folgerung zusammengefasst:

Folgerung 4.3 *Sofern die Information in Periode 2 den Naturzustand perfekt offenbart, hat diese Lernmöglichkeit einen positiven Wert.*

Ein kurzer Beweis findet sich im Anhang.

Der bisher als Referenz betrachtete Fall perfekt informativer Signale ist in Anbetracht der fundamentalen Unsicherheiten bezüglich der Klimaproblematik sicher ein sehr unrealistisches Szenario. Im nächsten Abschnitt soll daher der Fall untersucht werden, in dem auch nach Erhalt der neuen Information Unsicherheit verbleibt, der Entscheidungsträger jedoch ex ante bezüglich der zu empfangenen Signale keine Unsicherheitsaversion aufweist.

4.3 Null-Unsicherheitsaversion bezüglich der Information

Der nun zu untersuchende Fall der Null-Unsicherheitsaversion ist ein anderer Extrempol für die “beliefs”. Während bei dem Szenario mit der perfekten Information die Unsicherheit nur in der ersten Periode besteht, entsteht hier die Unsicherheitsaversi-

on nur aufgrund der mangelnden Konfidenz in die Vorhersage von Naturzuständen. Bezüglich der Signalgewinnung selbst liegt keine Unsicherheitsaversion vor.

Für den Fall von Null-Unsicherheitsaversion bezüglich der Signale können die “beliefs” als E-Kapazität $\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda) \sum_i \mu(i)\beta^i$ geschrieben werden, wobei $\beta^i(X) = 1$ für $X \supseteq \{i\} \times \mathcal{S}$ und $\beta^i(X) = 0$ sonst.¹³

Der ex ante Choquet-Erwartungsnutzen hat hier die allgemeine Form:

$$\begin{aligned} & \lambda \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1, e_2(i), s) d\mu(i, s) + (1 - \lambda) \int [\min_{s \in \mathcal{S}} U(e_1, e_2(i), s)] d\mu(i) \\ &= \int_{\mathcal{I}} \left[\lambda \int_{\mathcal{S}} U(e_1, e_2(i), s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda) U(e_1, e_2(i), \max s) \right] d\mu(i). \end{aligned} \quad (4.10)$$

Für den Fall der Nichtberücksichtigung des Lernens ist $e_2(i)$ unabhängig von i . Als Optimalitätsbedingung ergibt sich damit:

$$0 = \lambda \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U_{e_l}(e_1, e_2, s) d\mu(i, s) + (1 - \lambda) U_{e_l}(e_1, e_2, \max s) \quad \text{für } l = 1, 2. \quad (4.11)$$

Für den Fall, dass die möglichen Signale in den Emissionsentscheidungen in Periode 1 reflektiert werden sollen, müssen zunächst zu gegebenen e_1 und i die Emissionen der zweiten Periode bestimmt werden. Die aktualisierten “beliefs” entsprechen einer einfachen Kapazität und somit ergibt sich als Optimalitätsbedingung:

$$0 = \lambda \int_{\mathcal{S}} U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda) U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s). \quad (4.12)$$

Das Emissionsniveau der ersten Periode ergibt sich aus der Maximierung von (4.10). Unter Berücksichtigung von (4.12) folgt somit als Optimalitätsbedingung

$$\begin{aligned} 0 = \int_{\mathcal{I}} \left[\lambda \int_{\mathcal{S}} U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) \right. \\ \left. + (1 - \lambda) U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s) \right] d\mu(i). \end{aligned} \quad (4.13)$$

Die Form der Abhängigkeit der optimalen Emissionsniveaus vom Konfidenzniveau λ wird in Proposition 4.3 beschrieben.

¹³Vergleiche dazu die Definitionen in Kapitel 3.3.1.

Proposition 4.3 *Die Emissionsniveaus in Periode 1 sind umso größer, je größer das Konfidenzniveau, d.h. je kleiner die Unsicherheitsaversion ist. Dies gilt sowohl im Fall des Nichtlernens “N” als auch bei Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten “L”.*

Analog zum vorherigen Abschnitt liegt der Grund für dieses Verhalten in der intuitiv einsichtigen Konsequenz einer stärkeren Gewichtung des Erwartungsnutzens: Weniger Masse wird dem schlimmsten Naturzustand, d.h. dem größten Umweltschaden zugemessen. Der formale Beweis befindet sich wiederum im Anhang 4A.

Auch hier verhält sich allerdings der CEU-Maximierer zu einem fixierten Konfidenzniveau λ wie ein herkömmlicher Erwartungsnutzenmaximierer, dessen Vorstellungen durch das Wahrscheinlichkeitsmaß

$$\pi(i, s) = \lambda\mu(i, s) \text{ für alle } s \neq \max s, \quad \pi(i, s) = \lambda\mu(i, s) + (1 - \lambda)\mu(i) \text{ für } s = \max s$$

beschrieben werden. Dies folgt unmittelbar aus dem Vergleich des Choquet-Erwartungsnutzens (4.10) mit dem Erwartungsnutzen bezüglich π und der Beobachtung, dass auch für die aktualisierte Kapazität $\nu(\cdot | i) = \pi(\cdot | i)$ gilt. Es folgt auch hier mit den Ergebnissen der Erwartungsnutzenmaximierung:

Folgerung 4.4 *Sollte der Entscheidungsträger nicht unsicherheitsavers bezüglich der Informationen sein, so gibt es sowohl Nutzenfunktionen, bei denen die Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten zu geringeren Emissionen führt, als auch Funktionen bei denen das Gegenteil der Fall ist.*

Auch hier ergibt sich bezüglich des Wertes der Lernmöglichkeit:

Folgerung 4.5 *Ist der Entscheidungsträger nicht unsicherheitsavers bezüglich der Informationen, so hat Lernen für ihn einen nichtnegativen Wert.*

Dies folgt wiederum unmittelbar aus der Äquivalenz dieses Spezialfalls der CEU mit einer Erwartungsnutzenmaximierung. Dynamische Inkonsistenzen treten also nicht auf.

4.4 Einfache Kapazitäten

In diesem Abschnitt sollen die Emissionsentscheidungen von Choquet-Erwartungsnutzenmaximierern, deren Vorstellungen durch einfache Kapazitäten beschrieben werden können, analysiert werden. Wie in Kapitel 3.3.1 erläutert, sind in diesem Fall alle Wahrscheinlichkeitsverteilungen über der Menge der Zustände der Welt informationskonsistent. Die ex ante Kapazität hat die Form $\nu = \lambda\mu + (1 - \lambda)\beta$, wobei β die Kapazität der vollständigen Unsicherheit ist, d.h. nur dem sicheren (Gesamt)Ereignis positives Gewicht zuweist. Die bedingten Kapazitäten nach Beobachtung eines Signals i sind wiederum einfache Kapazitäten, das Konfidenzniveau hängt jedoch von der gewählten Aktualisierungsregel ab. Im Gegensatz zu den beiden vorangehenden Abschnitten treten für den Fall einfacher Kapazitäten Effekte auf, die von einer herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierung abweichen. Daher sollen zunächst die Optimalbedingungen hergeleitet werden, danach wird die Rolle der Konfidenzparameter und die des Lernens in getrennten Abschnitten diskutiert. Für den bereits in Abschnitt 4.1.2 eingeführten Spezialfall quadratischer Nutzenfunktionen sollen dann die Unterschiede zur Erwartungsnutzenmaximierung explizit herausgearbeitet werden.

4.4.1 Die Optimalitätsbedingungen

Als Referenzfall wird zunächst wieder der Fall betrachtet, in dem die Möglichkeit neuer Informationen nicht berücksichtigt wird. In diesem Fall ergeben sich als Bedingungen erster Ordnung wiederum aus (4.2):

$$0 = \lambda \int_{I \times S} U_{e_l}(e_1, e_2, s) d\mu(i, s) + (1 - \lambda)U_{e_l}(e_1, e_2, \max s) \quad \text{für } l = 1, 2. \quad (4.14)$$

Die optimalen Emissionsentscheidungen werden wieder mit e_1^N bzw. e_2^N bezeichnet.

Sollte die Möglichkeit der neuen Informationen berücksichtigt werden, so erlaubt das beschriebene Verfahren der Verhaltenskonsistenz die Bestimmung der Entscheidungen durch rückwärtige Induktion. In der zweiten Periode sieht sich der Entscheidende dem Emissionsniveau e_1 der ersten Periode und einem Signal i gegenüber. Seine Entschei-

dung ergibt sich dann aus

$$\begin{aligned} & \max_{e_2} \int_{\mathcal{S}} U(e_1, e_2, s) d\nu(s | i) \\ &= \max_{e_2} \left[\lambda^i \int_{\mathcal{S}} U(e_1, e_2, s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) U(e_1, e_2, \max s) \right]. \end{aligned}$$

Aus der Bedingung erster Ordnung

$$0 = \lambda^i \int_{\mathcal{S}} U_{e_2}(e_1, e_2, s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) U_{e_2}(e_1, e_2, \max s) \quad (4.15)$$

ergibt sich das optimale Emissionsniveau $e_2^L(e_1, i)$. Man beachte, dass dieses Emissionsniveau negativ korreliert ist mit e_1 :

$$\frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} = - \frac{\lambda^i \int_{\mathcal{S}} U_{e_2 e_1}(e_1, e_2, s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) U_{e_2 e_1}(e_1, e_2, \max s)}{\lambda^i \int_{\mathcal{S}} U_{e_2 e_2}(e_1, e_2, s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) U_{e_2 e_2}(e_1, e_2, \max s)} \leq 0. \quad (4.16)$$

Bei der Festlegung von e_1 wird dieser Einfluss auf die Entscheidungen in Periode 2 mit berücksichtigt. Das optimale Emissionsniveau ergibt sich aus

$$\max_{e_1} \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\nu(i, s) \quad (4.17)$$

$$= \max_{e_1} \left[\lambda \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(i, s) + (1 - \lambda) \min_{(i, s)} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s) \right]. \quad (4.18)$$

Mehr Gewicht wird also wiederum dem Zustand der Welt gegeben, in dem der Nutzen am geringsten ist. Dieser “worst case” tritt ein, wenn der schlimmste Naturzustand $\max s$ eintritt, obwohl das empfangene Signal eine relative Harmlosigkeit der Emissionen suggeriert hat und damit die Emissionen in der zweiten Periode maximal gewählt wurden, d.h. $\max_i e_2^L(e_1, i)$. Dies folgt direkt aus Gleichung (4.15) und der Annahme, dass der Grenzscha-den aus den Emissionen in s wächst. Um dies zu sehen, beachte man, dass mit (4.15)

$$U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s) \leq 0$$

und damit für alle $i \in \mathcal{I}$ und $s \in \mathcal{S}$ folgt

$$U(e_1, e_2^L(e_1^L, i), s) \geq U(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s) \geq U(e_1, \max_j e_2^L(e_1, j), \max s).$$

Ex ante wird also dem Signal, das zu maximalen Emissionen in der zweiten Periode führt, kombiniert mit dem maximalen Schadensparameter zusätzliches Gewicht gegeben.

Die Emissionen in der ersten Periode erfüllen somit

$$\max_{e_1} \left[\lambda \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(i, s) + (1 - \lambda) U(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \right], \quad (4.19)$$

wobei der Entscheidungsträger berücksichtigt, dass verhaltenskonsistente Emissionen in Periode 2 von dieser Wahl abhängen. Die Optimalitätsbedingung lautet somit

$$\begin{aligned} 0 = & \lambda \int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} \left[U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) + U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) \frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} \right] d\mu(i, s) \\ & + (1 - \lambda) \left[U_{e_1}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \right. \\ & \left. + U_{e_2}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \frac{\partial \max_i e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} \right]. \end{aligned} \quad (4.20)$$

Der optimale, verhaltenskonsistente Emissionsplan sei wiederum mit $(e_1^L, \{e_2^L(e_1^L, i)\}_i)$ bezeichnet. Man beachte jedoch, dass dieser Emissionsplan im Allgemeinen nicht die ex ante Präferenzen maximiert, obwohl es keinen demgegenüber bevorzugten Emissionsplan gibt, der auch nach Erhalt eines beliebigen Signals $i \in \mathcal{I}$ und der damit verbundenen Aktualisierung der “beliefs” weiter verfolgt würde. Diese Diskrepanz zwischen ex ante und ex post Präferenzen wird daran deutlich, dass im Allgemeinen die partiellen Ableitungen nach $e_2(i)$ in der Optimalitätsbedingung (4.20) nicht wegfallen. Dies kann mit Hilfe der Bedingung (4.15) verdeutlicht werden. Diese impliziert einerseits

$$\int_{\mathcal{S}} U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) \geq 0,$$

andererseits jedoch

$$U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s) \leq 0.$$

Somit werden die Emissionen $e_2^L(e_1, i)$ für $i \notin \arg \max_j e_2^L(e_1, j)$ aus ex ante Sicht – d.h. bezüglich der anfänglichen Präferenzen – auf einem zu geringen Niveau geplant. Da nach (4.16) Emissionen in Periode 1 negativ mit denen in Periode 2 korreliert sind, führt diese Diskrepanz tendenziell zu einer Verringerung von e_1^L . Für $i \in \arg \max_j e_2^L(e_1, j)$ jedoch, sind die Emissionsniveaus zu hoch aus der Sicht des Entscheidungsträgers der Periode 1. Als Gegenmaßnahme werden die Emissionen in der ersten Periode erhöht.

In der Folge sind damit auch die partiellen Ableitungen der Zielfunktion nach e_1 nicht gleich Null. Somit hat eine marginale Änderung von e_1 weg vom Optimalniveau einerseits einen *direkten Effekt* auf den Choquet-Erwartungsnutzen, andererseits einen

indirekten Effekt aufgrund der induzierten Änderungen der Emissionsniveaus in Periode 2. In der Summe addieren sich diese Effekte im Optimum zu Null. Direkter und indirekter Effekt, und somit auch die Bedingung erster Ordnung insgesamt können als Funktion des ex ante Konfidenzniveaus λ und der in Abhängigkeit von der Aktualisierungsregel implizierten ex post Konfidenzniveau λ^i ($i \in \mathcal{I}$) betrachtet werden.

4.4.2 Die Wirkung der Unsicherheitsparameter

Die beiden Extremfälle maximaler ($\lambda^S = \lambda^i = 1$) bzw. minimaler ($\lambda^S = \lambda^i = 0$) Konfidenz entsprechen wiederum einer Erwartungsnutzenmaximierung einerseits, dem MaxiMin-Kriterium andererseits. Für den ersteren Fall können also nach Epstein (1980) keine eindeutigen Erkenntnisse bezüglich des Irreversibilitätseffektes erwartet werden. Für minimale Konfidenzniveaus, d.h. das MaxiMin-Kriterium, stimmen die Entscheidungen im “Lernen” und “Nichtlernen” Fall überein, da allein der größte Schadensparameter entscheidend ist. Die Emissionen sind hier im Allgemeinen geringer als bei einer Erwartungsnutzenmaximierung. Die Wirkung der Unsicherheitsaversionsniveaus soll nun genauer auch zwischen diesen zwei Extrempunkten analysiert werden. Zunächst sollen die Auswirkungen des Konfidenzniveaus des Entscheidungsträgers in der ersten Periode *unabhängig* von denen der Entscheidenden in Periode 2 untersucht werden. Das Konfidenzniveau in der ersten Periode wird dazu mit λ^S , die Konfidenz in der zweiten Periode mit λ^i bezeichnet.

Auch hier ist es sinnvoll, den direkten Effekt – das heißt die Emissionsänderung aufgrund einer Änderung der partiellen Ableitung nach e_1 in der Optimalitätsbedingung – vom indirekten Effekt, der durch eine Änderung der partiellen Ableitung nach $e_2(i)$ ($i \in \mathcal{I}$) bedingt ist, zu unterscheiden. Die Wirkungen der Unsicherheitsaversion sind in der folgenden Proposition zusammengefasst:

Proposition 4.4

(i) Das Emissionsniveau ohne Berücksichtigung des Lernens, e_1^N , wächst mit zunehmender ex ante Konfidenz λ^S . Änderungen der ex post Konfidenzniveaus λ^i haben keinen Einfluss auf e_1^N .

(ii) Ein Anstieg des ex ante Konfidenzniveaus λ^S impliziert einen positiven direkten Effekt auf e_1^L , wohingegen der indirekte Effekt negativ ist. Sofern der direkte Effekt dominiert, wachsen somit die Emissionen e_1^L im Konfidenzniveau und umgekehrt. Beide Fälle können auftreten.

(iii) Ein vergrößertes Konfidenzniveau λ^i resultiert in einem negativen direkten Effekt auf e_1^L . Das Vorzeichen des Netto-Effektes kann nicht eindeutig bestimmt werden.

Der Beweis erfolgt im Anhang 4A. An dieser Stelle soll versucht werden, die Intuition hinter Proposition 4.4 zu erläutern. Für eine vergrößerte ex ante Konfidenz, das heißt für ein geringeres Maß an Unsicherheitsaversion ex ante, wird der “worst case” weniger stark gewichtet. Dies impliziert unmittelbar ein höheres Emissionsniveau im Fall “N”. Falls Lernen dagegen berücksichtigt wird (“L”), führt dies zunächst zu einem größeren Grenznutzen (verringerten Grenzscha-den) der Emissionen in Periode 1. Der direkte Effekt ist somit positiv. Die ex post Präferenzen werden dagegen nicht verändert. Man beachte jedoch, dass aufgrund der möglichen Zeitinkonsistenz Diskrepanzen zwischen den ex post und ex ante Präferenzen bestehen. Diese führten für $i \notin \arg \max e_2^L(e_1, j)$ zu geringerem e_1 und werden bei vergrößertem λ^S stärker gewichtet. Für $i \in \arg \max e_2^L(e_1, j)$ dagegen wurde e_1 aufgrund der Diskrepanz, die jetzt weniger stark gewichtet wird, geringer gewählt. Somit resultiert hier ein negativer indirekter Effekt. Die Intuition für Behauptung (iii) ist ähnlich. Hier führt ein vergrößertes λ^i zunächst zu einem höheren Emissionsniveau $e_2^L(e_1, i)$. Der Grenzscha-den durch Emissionen der ersten Periode ist also höher, und somit der direkte Effekt negativ. Andererseits führt der Anstieg von $e_2^L(e_1, i)$ zu einer vergrößerten Diskrepanz zwischen ex ante und ex post Präferenzen, sofern $i \in \arg \max e_2^L(e_1, j)$, da dieses Emissionsniveau bereits aus ex ante Sicht zu hoch war. Für $i \notin \arg \max e_2^L(e_1, j)$ dagegen vermindert sich der Unterschied zwischen ex ante und ex post Präferenzen, da diese Emissionsniveaus aus ex ante Sicht zu gering waren. Als Konsequenz müssen für alle i die Emissionen in der ersten Periode erhöht werden. Der indirekte Effekt ist somit tendenziell positiv. Man beachte jedoch, dass ein Anstieg in λ^i sich auch auf die Ableitungen der $e_2^L(e_1, i)$ nach e_1 auswirkt. Dieser Effekt kann im Allgemeinen nicht im Vorzeichen bestimmt werden, so dass auch das Vorzeichen des indirekten Effekts allgemein nicht bestimmbar ist.

Entscheidend für die Wirkung der Unsicherheitsparameter, d.h. der Unsicherheitsaver-

sion, auf die Emissionsentscheidungen in Periode 1 ist jedoch die Summe aus direktem und indirektem Effekt. Diese kann im Allgemeinen ein beliebiges Vorzeichen haben (Aussage (ii), (iii)). Da indirekter und direkter Effekt entgegengesetzte Vorzeichen haben, genügt es zur Erläuterung, zwei Extremfälle zu betrachten, in denen der direkte bzw. der indirekte Effekt verschwindet. Zunächst betrachte man den Fall lokal konstanter Grenzschäden, d.h. $D''(e^*, s) = 0$ für alle $s \in \mathcal{S}$.¹⁴ Dann folgt aus (4.16), dass $\frac{\partial e_2^L(e_1^*, i)}{\partial e_1} = 0$ und somit der indirekte Effekt verschwindet. Andererseits betrachte man den Fall, in dem der Grenznutzen $V_{e_2}^2$ lokal konstant ist. Dann gilt $\frac{\partial e_2^L(e_1^*, i)}{\partial e_1} = -1$. Die Optimalitätsbedingung (4.20) hat somit die Form

$$0 = V_{e_1}^1 + \lambda^S \int V_{e_2}^2(e_2^L(e_1, i)) d\mu(i) + (1 - \lambda^S) V_{e_2}^2(\max e_2^L(e_1, i)) .$$

Die ex post Konfidenzparameter λ^i können diese Bedingung also nur indirekt durch ein verändertes $e_2^L(e_1, i)$ beeinflussen. Der direkte Effekt ist somit gleich Null.

Bisher wurden die ex ante und die ex post Konfidenzniveaus, λ^S bzw. λ^i , unabhängig voneinander betrachtet. Diese sind jedoch – wie in Kapitel 3.3.1 hergeleitet – durch die jeweiligen “updating”-Prozeduren miteinander verknüpft. Für die klassische Bayes-Aktualisierungsregel gilt $\lambda^i = 1$. Hier kann die Proposition 4.4 direkt angewendet werden: Zunehmende ex ante Konfidenz resultiert in einem höheren Emissionsniveau aufgrund des direkten Effektes, der indirekte Effekt wirkt dem jedoch entgegen. Für die Dempster-Shafer Regel und die alternative Aktualisierungsregel, bei der das Konfidenzniveau konstant bleibt ($\lambda^i = \lambda^S$ für alle $i \in \mathcal{I}$), resultiert eine größere ex ante Konfidenz auch in höheren ex post Konfidenzniveaus. Hier treten also zwei entgegengesetzte direkte Effekte auf: Dem Anstieg von e_1^L aufgrund eines größeren λ^S wird entgegengewirkt durch ein Sinken des Emissionsniveaus aufgrund höherer ex post Konfidenz λ^i . Ähnliches gilt für die indirekten Effekte. Im Allgemeinen kann also nicht bestimmt werden, welcher Effekt dominiert, d.h. ein Anstieg des Konfidenzniveaus kann sowohl in vergrößerten als auch in verringerten Emissionen in Periode 1 resultieren.

¹⁴Die Schadensfunktion muss in diesem Fall aus linearen Stücken zusammengesetzt sein. Sie erfüllt damit zwar nicht die Annahme der zweifachen stetigen Differenzierbarkeit, kann aber durch Funktionen, die diese Annahme erfüllen, approximiert werden. Für die Illustration des Extremfalls genügt sie somit, da für die approximierenden Funktionen qualitativ die gleichen Eigenschaften für die Summe aus direktem und indirektem Effekt gelten müssen.

Es wurde oben bereits angesprochen, dass wegen der Übereinstimmung der CEU für $\lambda^S = \lambda^i = 1$ mit einer Erwartungsnutzenmaximierung, für diese Parameterwerte direkt die Ergebnisse Epstein's (1980) Anwendung finden. Aufgrund der stetigen Abhängigkeit der Emissionsentscheidungen vom Konfidenzniveau, können also auch für Konfidenzniveaus nahe bei 1 keine anderen Ergebnisse erwartet werden. Jedoch ergeben sich auch für kleine Konfidenzwerte keine eindeutigen Resultate. Im Folgenden soll daher der bereits definierte Spezialfall quadratischer Kostenstrukturen im Detail analysiert werden. Für diese Klasse von Funktionen werden sich Aussagen bezüglich des Irreversibilitätseffektes ergeben, die von der herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierung abweichen.

4.4.3 Quadratische Nutzenfunktionen

In diesem Abschnitt werden ausschließlich Funktionen betrachtet, die quadratisch in den Emissionsniveaus und linear im Schadensparameter sind. Diese erfüllen die folgende Annahme:

Annahme 4.1 *Die Grenznutzen- und Grenzschadenfunktionen seien charakterisiert durch:*

$$\begin{aligned}
 V_{e_1}^1(e_1) &= \begin{cases} a_{11} - a_{12}e_1 & \text{für } 0 \leq e_1 < a_{11}/a_{12} \\ 0 & \text{für } e_1 > a_{11}/a_{12} \end{cases}, \quad \text{wobei } a_{11}, a_{12} > 0 \\
 V_{e_2}^2(e_2) &= \begin{cases} a_{21} - a_{22}e_2 & \text{für } 0 \leq e_2 < a_{21}/a_{22} \\ 0 & \text{für } e_2 > a_{21}/a_{22} \end{cases}, \quad \text{wobei } a_{21}, a_{22} > 0 \\
 D'(e, s) &= b_{11} + sb_{12} + (b_{21} + sb_{22})e, \quad \text{wobei } b_{ll} \geq 0, b_{22} > 0
 \end{aligned}$$

Um innere Lösungen für die Wahl der Emissionsniveaus, d.h. $e_1, e_2 > 0$, zu garantieren, genügt es anzunehmen, dass der Nettogrenznutzen aus den Emissionen, $U_{e_l}(e_1, e_2, s)$ ($l = 1, 2$), an der Stelle $e_l = 0$ nichtnegativ ist, auch wenn der Grenzschaden maximal ist ($s = \max s$). Dafür ist es hinreichend, wenn $\max s$ eine von den Parametern a_{ll}, b_{ll} abhängige obere Schranke \bar{s} nicht überschreitet. Diese wird im Anhang 4A auf Seite 115 hergeleitet. Im Folgenden wird daher die folgende Annahme getroffen:

Annahme 4.2 *Die Schadensparameter seien kleiner als eine obere Schranke $\bar{s} > 0$, so dass die Emissionsniveaus in Periode 1 und 2 positiv sind, d.h. eine innere Lösung vorliegt.*

Die sich für eine Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung ergebenden optimalen Emissionsniveaus werden im Anhang 4A (ab Seite 115) hergeleitet. Für diese quadratische Funktionenklasse sollen nun zunächst die Aussagen und Propositionen des letzten Abschnittes neu formuliert werden.

Es ergeben sich eindeutige Ergebnisse bezüglich der Wirkung der Unsicherheitsparameter auch für den Fall, dass die Lernmöglichkeiten berücksichtigt werden. Proposition 4.4 kann folgendermaßen spezifiziert werden:

Proposition 4.5 *Es sei vorausgesetzt, dass die Nutzenfunktionen die Annahmen 4.1 und 4.2 erfüllen.*

(i) *Dann sind die Emissionen e_1^L umso größer, je höher das Konfidenzniveau λ^S ist. Das heißt, der direkte Effekt dominiert.*

(ii) *Für steigendes ex post Konfidenzniveau λ^i wächst das Emissionsniveau e_1 , sofern $i \notin \arg \max_j e_2(e_1, j)$, d.h. der indirekte Effekt dominiert. Falls jedoch $i \in \arg \max_j e_2(e_1, j)$ gilt, so wirkt sich – sofern λ^i größer ist als $\frac{\lambda^S \mu^{(i)}}{1 - \lambda^S + \lambda^S \mu^{(i)}}$ – ein wachsendes λ^i emissions-senkend aus, d.h. der direkte Effekt ist dominant und e_1 fällt. Dieses Ergebnis gilt somit für die Bayes-Regel ($\lambda^i = 1$) und die alternative Aktualisierungsregel ($\lambda^i = \lambda^S$). Für die Dempster-Shafer-Regel ($\lambda^i = \frac{\lambda^S \mu^{(i)}}{1 - \lambda^S + \lambda^S \mu^{(i)}}$) hingegen gleichen sich direkter und indirekter Effekt aus.*

Der Beweis erfolgt wiederum im Anhang 4A.

Wie bereits im vorangehenden Kapitel bemerkt, sind die Konfidenzniveaus λ^i und λ^S nicht unabhängig voneinander. Stattdessen sind sie über die jeweils verwendete Aktualisierungsregel verknüpft. Um die Frage zu beantworten, ob die Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten zu verminderten oder erhöhten Emissionen in der ersten Periode führt, müssen somit die verschiedenen Updating-Regeln betrachtet werden. Für die Klasse quadratischer Funktionen ergeben sich hier eindeutige Resultate. Während für

geringe Unsicherheitsaversion – d.h. eine Entscheidungsregel ähnlich der (risikoneutralen) Erwartungsnutzenmaximierung – Lernen zu höheren Emissionswerten führt, kehrt sich diese Relation für hohe Unsicherheitsniveaus um:

Proposition 4.6 *Die Nutzenfunktionen erfüllen die Annahmen 4.1 und 4.2. Weiterhin existieren zwei Signale $i \in \mathcal{I}$ mit positiver Wahrscheinlichkeit $\mu(i)$ für die gilt, dass $\int s d\mu(s | i)$ kleiner ist als der maximale Schadensparameter $\max s$. Falls dann das ex ante Konfidenzniveau gering ist, d.h. nahe bei Null liegt, so führt eine Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten zu geringeren Emissionen, d.h. $e_1^L < e_1^N$. Diese Aussage gilt sowohl für die klassische Bayes-, die Dempster-Shafer-, als auch die alternative Aktualisierungsregel, bei der das Maß der Unsicherheitsaversion definitionsgemäß konstant bleibt.*

Mit anderen Worten heißt dies, dass für Entscheidungsträger, die stark unsicherheitsavers sind, die Möglichkeit des Lernens zu verstärkten Vermeidungsanstrengungen führt, der Irreversibilitätseffekt also auftritt. Man beachte, dass in der Realität sicher verschiedene Signale möglich sind, nach deren Eintreffen der “best guess” Parameter nicht dem schlimmsten Fall entspricht. Daher ist die diesbezügliche Einschränkung in Proposition 4.6 in der Regel nicht bindend.

Proposition 4.6 besagt somit, dass das Standardergebnis für eine herkömmliche (risikoneutrale) Erwartungsnutzenmaximierung sich umkehrt für hohe Unsicherheitsniveaus. Während der Irreversibilitätseffekt für geringe Unsicherheitsniveaus nicht gilt, tritt er auf, sofern der Entscheidungsträger stark unsicherheitsavers ist. Die qualitativen Implikationen von Lernmöglichkeiten hängen also stark davon ab, wie unsicherheitsavers der Entscheidungsträger ist. Für hohe Unsicherheitsniveaus wird der ökologischen Irreversibilität mehr Gewicht gegeben, für geringe Unsicherheitsniveaus dagegen dominiert die ökonomische Irreversibilität und weniger Vermeidungsaktivitäten werden durchgeführt.

Der ausführliche Beweis der Proposition findet sich im Anhang 4A. An dieser Stelle soll eine kurze Beweisskizze dargestellt werden. Im Beweis für die klassische Bayes-Aktualisierungsregel können die Emissionsniveaus für maximale Unsicherheit, d.h. $\lambda = 0$, direkt verglichen werden. Da Lernen dort zu (strikt) geringeren Emissionen führt,

folgt aufgrund der Stetigkeit der Emissionsentscheidungen der gleiche Zusammenhang für geringe Konfidenzniveaus. Für die DS- und die alternative Updating-Regel dagegen hat Lernen keinen Effekt auf die Emissionsentscheidungen, falls $\lambda^S = \lambda^i = 0$ gilt. Der Beweis beruht hier auf einem Vergleich der Ableitungen der Emissionsniveaus nach dem Konfidenzniveau an der Stelle $\lambda = 0$. Die ersten Ableitungen stimmen wiederum überein, während für die zweiten Ableitungen der behauptete Zusammenhang gilt.

Diese kurze Beweisskizze gibt auch bereits eine Idee bezüglich der Stabilität der Ergebnisse bei Verwendung allgemeinerer Nutzenstrukturen. Für die Bayes-Regel ist das Emissionsniveau e_1^L strikt kleiner als e_1^N . Daher wird auch für Funktionen, die annähernd durch quadratische Funktionen beschrieben werden können, die gleiche Eigenschaft gelten. Für den Fall der DS- und der alternativen Aktualisierungsregel hingegen werden die Ergebnisse nicht stabil sein, da die Emissionsniveaus für $\lambda = 0$ übereinstimmen und die Proposition auf einen Vergleich der zweiten Ableitungen zurückgreift.

Die Ergebnisse aus Proposition 4.6 sollen anhand eines Beispiels illustriert werden.

Beispiel 4.3 Die Nutzenfunktionen seien gegeben durch $V^l(e_l) = -\frac{1}{2}(1 - e_l)^2$ für $l = 1, 2$, der Schaden sei spezifiziert als $D(e, s) = \frac{s}{2}e^2$, wobei s die Werte 0 und 1 annehmen kann.¹⁵ Der Empfang von zwei Signalen $i = A, B$ sei möglich. Ex ante werden diesen die Wahrscheinlichkeiten $\mu(A) = 0.1$ bzw. $\mu(B) = 0.9$ zugeordnet. Die bedingten Wahrscheinlichkeiten bezüglich des Eintretens der Naturzustände seien gegeben durch $\mu(0 | A) = 0.75 = 1 - \mu(1 | A)$ bzw. $\mu(0 | B) = 0.25 = 1 - \mu(1 | B)$.

Die Auswirkungen des Niveaus der Unsicherheitsaversion $(1 - \lambda)$ werden in Abbildung 4.2 illustriert. Dargestellt ist die Differenz der Emissionsniveaus, $e_1^L - e_1^N$, als eine Funktion des Konfidenzparameters $\lambda (= \lambda^S) \in [0, 1]$. Betrachtet wird (i) die klassische Bayes-Regel ($\lambda^i = 1$), (ii) die Dempster-Shafer-Regel ($\lambda^i = \frac{\lambda\mu(i)}{1 - \lambda + \lambda\mu(i)}$), und letztlich (iii) die Updating-Regel mit konstantem Konfidenzniveau ($\lambda^i = \lambda$). Es wird deutlich, dass e_1^L größer ist als e_1^N für eine Erwartungsnutzenmaximierung ($\lambda^S = 1$). Über ein großes Intervall von Konfidenzwerten kehrt sich dieser Zusammenhang dagegen um. Somit gilt der Irreversibilitätseffekt in diesem Beispiel für die meisten ex ante Niveaus

¹⁵Diese Spezifikation entspricht der Annahme 4.1, wobei $a_{ll'} = 1$ ($l, l' = 1, 2$) und $b_{11} = b_{12} = b_{21} = 0$, $b_{22} = 1$.

der Unsicherheitsaversion.

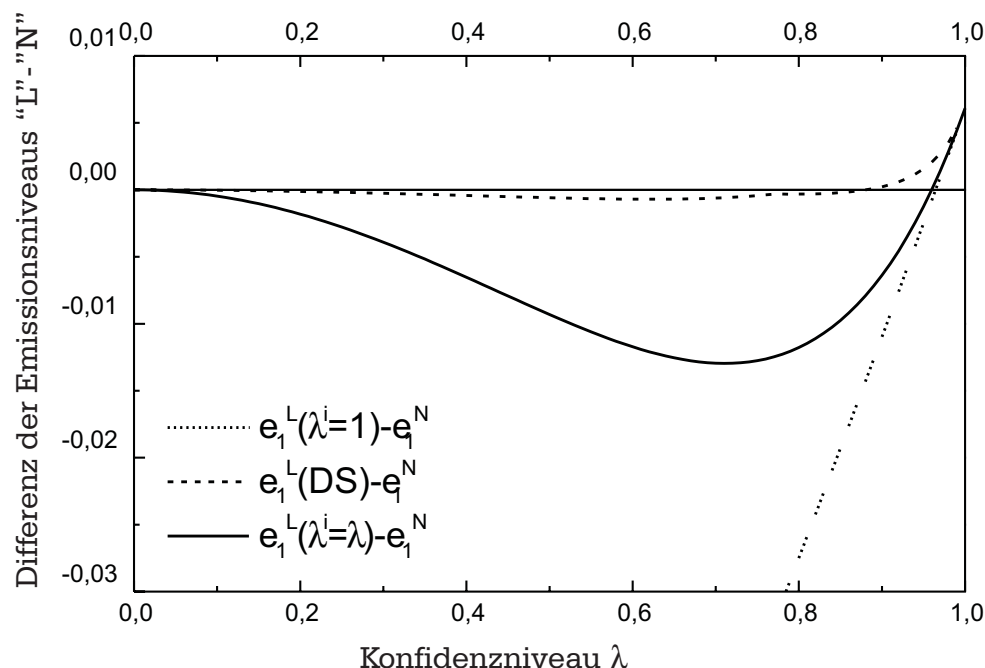


Abbildung 4.2: Die Differenz der Emissionswerte, $e_1^L - e_1^N$, als Funktion von $0 \leq \lambda \leq 1$ für (i) Bayes-Updating, (ii) Dempster-Shafer-Updating, (iii) die alternative Aktualisierungsregel.

Die hergeleiteten Ergebnisse basieren – wie oben beschrieben – auf dem Konzept der Verhaltenskonsistenz. Die resultierenden Entscheidungen entsprechen dem ex ante besten Emissionsplan, der auch nach Eintreffen neuer Informationen und der damit zusammenhängenden Aktualisierung der “beliefs” weiter verfolgt werden. Im Allgemeinen entsprechen diese Emissionsentscheidungen jedoch nicht dem ausschließlich auf den ex ante Präferenzen beruhenden Optimum. Der Wert der Information kann deshalb auch negativ sein.¹⁶ Für $\lambda = 1$, das heißt den Fall der Erwartungsnutzenmaximierung ist der Wert des Lernens natürlich größer Null. Der Irreversibilitätseffekt gilt hier nicht. Für $\lambda = 0$ stimmen die Entscheidungen überein, der Wert des Lernens ist gleich Null. Interessant ist somit die Frage, ob zwischen dem Wert des Lernens und der Existenz des Irreversibilitätseffektes ein Zusammenhang besteht. Hier ergibt sich für Schadensfunktionen mit $b_{11} = b_{12} = b_{21} = 0$ folgendes Resultat:

¹⁶Vergleiche auch mit Wakker (1988).

Proposition 4.7 *Die Nutzenfunktionen erfüllen Annahme 4.1 und 4.2. Darüber hinaus gelte $b_{11} = b_{12} = b_{21} = 0$. Dann gilt: Der Wert des Lernens ist genau dann positiv, wenn die Berücksichtigung des Lernens zu höheren Emissionen führt, d.h. der Irreversibilitätseffekt nicht auftritt.*

Der Beweis erfolgt im Anhang 4A. Für diese Funktionenklasse gilt somit, dass sich der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierer, sofern wählen kann, ob er die Informationen bekommen möchte oder nicht, genau in den Fällen dagegen entscheiden würde, in denen der Irreversibilitätseffekt auftritt. Es würde also nie zu der Situation kommen, in der die Möglichkeit (freiwilligen) Lernens zu verstärkten Emissionsvermeidungsanstrengungen führt.

4.5 Ausschluss von Szenarien

Abschließend soll nun untersucht werden, wie die Emissionsentscheidungen von der Möglichkeit beeinflusst werden, bestimmte Naturzustände nach Erhalt neuer Informationen auszuschließen. Die Analyse stützt sich dabei auf die in Kapitel 3.3.1 definierten E-Kapazitäten. Die Qualität q der Informationssysteme kann an der Menge der nach Erhalt einer Information i auszuschließenden Szenarien (S_q^i) gemessen werden:

$$\emptyset = S_0^i \subseteq \dots \subseteq S_L^i = \mathcal{S} \setminus \{s^i\} \text{ für alle } i \in \mathcal{I} ,$$

Mit steigender Qualität q können immer mehr Szenarien ausgeschlossen werden. Verglichen werden die Entscheidungen basierend auf den E-Kapazitäten (λ, μ, Π_q) , wobei $\Pi_q = \{\pi \mid \pi(i, S_q^i) = 0 \text{ für } i \in \mathcal{I}\}$. Man beachte, dass unter dieser Annahme gilt $\mu(i, s^i) = \mu(i)$.

Nach Erhalt der Information i würde der Entscheidungsträger also das Problem

$$\lambda^i U(e_1, e_2, s^i) + (1 - \lambda^i) U(e_1, e_2, \max_{s \in S_q^i} s) \rightarrow \max_{e_2}$$

lösen. Das zugehörige Emissionsniveau werde mit $e_{2q}^L(e_1, i)$ bezeichnet. In der ersten Periode heißt die Optimierungsaufgabe:

$$\lambda^S \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_{2q}^L(e_1, i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda^S) \min_i U(e_1, e_{2q}^L(e_1, i), \max_{s \in S_q^i} s) \rightarrow \max_{e_1} .$$

Für ein gegebenes Informationssystem q hat eine Variation der Konfidenzparameter λ^S bzw. λ^I im Allgemeinen wiederum keine eindeutigen Effekte. Dies folgt unmittelbar aus der Tatsache, dass für das Informationssystem der Qualität $q = 0$, das den Ausschluss keines einzigen Naturzustandes gestattet, die E-Kapazitäten einfache Kapazitäten und damit die Ergebnisse aus Abschnitt 4.4 anwendbar sind. Auch für die Rolle der Qualität q der Informationssysteme lassen sich im Allgemeinen keine eindeutigen Aussagen treffen. Dies kann intuitiv damit erklärt werden, dass der mit einem größeren q mögliche Ausschluss von mehr Szenarien einen ähnlichen Effekt wie eine Erhöhung der ex post Konfidenzniveaus λ^i hat: Für ein fixiertes Niveau e_1 werden die Emissionen in der zweiten Periode erhöht. Daher ist einerseits der direkte Effekt negativ, da der Grenzscha-den aus den Emissionen e_1 größer wird. Dies führt zu einer Senkung von e_1 . Andererseits tritt ein indirekter Effekt auf, da sich – ähnlich der Argumentation zu Proposition 4.4 – auch die Diskrepanz zwischen ex ante und ex post Präferenzen verändert. Der resultierende Nettoeffekt kann im Allgemeinen positiv oder auch negativ sein. Im Folgenden sollen jedoch für den Fall der quadratischen Funktionen die Auswirkungen einer veränderten Qualität der Informationssysteme auf die Entscheidungen genauer studiert werden. Hier ergibt sich folgendes Resultat:

Proposition 4.8 *Die Nutzenfunktionen erfüllen die Annahmen 4.1 und 4.2. Weiter seien die Vermeidungskosten in den beiden Perioden nicht zu verschieden: Es gelte $\min\left\{\frac{a_{11}-b_{11}}{a_{21}-b_{11}}, \frac{a_{21}-b_{11}}{a_{11}-b_{11}} \frac{a_{12}+b_{21}}{a_{22}+b_{21}}\right\} \leq 8$. Dann folgt: Je mehr Naturzustände durch das Informationssystem ausgeschlossen werden können, d.h. je größer q , umso höher wird das Emissionsniveau in der ersten Periode gewählt.*

Der Beweis findet sich wiederum im Anhang 4A. Intuitiv ist dieses Ergebnis damit zu erklären, dass durch die verbesserte Qualität des Informationssystems die Wahrscheinlichkeitseinschätzung nicht verändert wird, jedoch sich der zu berücksichtigende “worst case” verändert. Da also für ein größeres q mehr Zustände ausgeschlossen werden können, insbesondere möglicherweise auch der bisherige “worst case”, können die Emissionen in der ersten Periode erhöht werden. Man beachte, dass die einschränkende Annahme bezüglich der Parameter in der Praxis kaum bindend sein dürfte, da sie nur extrem unterschiedliche Vermeidungskosten in den beiden Perioden ausschließt. Diese

Annahme wäre nur dann verletzt, wenn einerseits $\frac{a_{11}-b_{11}}{a_{21}-b_{11}} > 8$ gilt. Insbesondere müssten also die maximalen Grenzvermeidungskosten in der ersten Periode (a_{11}) größer sein als in der zweiten (a_{21}). Andererseits müsste auch gelten, dass $\frac{a_{21}-b_{11}}{a_{11}-b_{11}} \frac{a_{12}+b_{21}}{a_{22}+b_{21}} > 8$, und somit auch $a_{12} > a_{22}$ und $\frac{a_{21}}{a_{11}} \frac{a_{12}}{a_{22}} \geq 8$. Damit wären die Emissionen, die sich ohne Regulierung ergeben würden – bei denen der Grenznutzen aus den Emissionen also gleich Null wäre –, in der ersten Periode (a_{11}/a_{12}) achtmal so klein sein wie die in der zweiten (a_{21}/a_{22}). Dies wäre nur für unrealistisch unterschiedliche Vermeidungsstrukturen der Fall. Die diesbezügliche Annahme scheint also gerechtfertigt. Dass sie tatsächlich notwendig ist, soll im folgenden Extrembeispiel verdeutlicht werden.

Beispiel 4.4 Die Parameter der Nutzenfunktion seien gegeben durch $a_{11} = 10$, $a_{12} = 100$, $a_{21} = a_{22} = 1$, $b_{11} = b_{12} = b_{21} = 0$ und $b_{22} = 1$. Für alle i gelte $s^i = 0$. Weiter gelte auch $\max_{s \in S_q^i} s = 0$ für alle Signale i , denen ein positives Gewicht zugeordnet wurde, d.h. $\mu(i) > 0$ gilt. Allerdings existiere ein i^* mit $M := \max_{s \in S_q^{i^*}} s > 0$. Für diese Nutzenfunktionen ergeben die im Anhang 4A ab Seite 115 hergeleiteten optimalen Emissionsniveaus $e_1^L = \frac{10-K}{100+K}$, wobei $K = (1 - \lambda^S) \frac{(1-\lambda^{i^*})^2 (M)^2 + M}{(1+(1-\lambda^{i^*})M)^2}$. Für $\lambda^S = \lambda^{i^*} = 0.75$ ist e_1^L eine in M fallende Funktion für $0 \leq M \leq 8$. Jedoch wachsen die Emissionsniveaus für $8 \leq M \leq 10$. Sollte also M sehr groß sein, dann impliziert ein Ausschluss von “worst case” Szenarien zunächst, d.h. so lange ($M \geq 8$) gilt, eine Verringerung des Emissionsniveaus. Erst wenn alle $s \geq 8$ definitiv ausgeschlossen werden können, führt ein weiterer Ausschluss eines “worst case” zu einem Anstieg der Emissionen.

Die Intuition hinter dem Beispiel ist die folgende: Die extrem unterschiedlichen Vermeidungskosten in den Perioden führen dazu, dass hohe Schadensparameter nicht bereits durch die Annahme 4.2 für innere Lösungen ausgeschlossen werden können. Ein Ausschluss des schlimmsten Naturzustandes führt nun einerseits – analog zu der Wirkung der Erhöhung von λ^{i^*} in Proposition 4.5 – über die Erhöhung der e_2 zu einer Verringerung der Emissionen in Periode 1. Andererseits jedoch können die Emissionen e_1 erhöht werden, da der Grenzschaten durch diese Emissionen im “worst case” kleiner wird. Für kleine mögliche Schadensparameter (d.h. $\max_{s \in S_q^{i^*}} s \approx s^i$) entspricht die CEU ungefähr einer Erwartungsnutzenmaximierung, so dass der zweite (direkte) Effekt, den ersten (indirekten) überwiegt. Je größer $\max_{s \in S_q^{i^*}} s$, umso größer sind jedoch die Abweichung des Entscheidungskriteriums von der EU und die Diskrepanz zwischen ex ante und ex

post Präferenzen. Für große $\max_{s \in S_i^*} s$ kann wie gesehen der indirekte Effekt überwiegen. Es sei jedoch noch einmal daran erinnert, dass dies nach Proposition 4.8 nur bei extrem unterschiedlichen Vermeidungsstrukturen der Fall sein kann. In der Regel steigen also die Emissionen, wenn das Informationssystem den Ausschluss von mehr Naturzuständen erlaubt.

4.6 Diskussion der Ergebnisse

In diesem Kapitel wurden anhand eines einfachen Modells, das Grundzüge der Klimaproblematik widerspiegelt, die Entscheidungen eines Choquet-Erwartungsnutzenmaximierers analysiert. Insbesondere wurde diskutiert, ob die Möglichkeit von Lernen zu erhöhten oder verminderten Emissionsvermeidungsmaßnahmen führt, der Irreversibilitätseffekt also gilt oder nicht. Dabei wurde die Abhängigkeit der Entscheidungen von der Unsicherheitsaversion untersucht.

Für perfekt informative Signale und den Fall eines bezüglich der neuen Information nicht unsicherheitsaversen Entscheidungsträgers sinken die Emissionen in der ersten Periode mit steigender Unsicherheitsaversion. Allerdings kann ein CEU-Maximierer für diese beiden Fälle als Erwartungsnutzenmaximierer interpretiert werden, der in Abhängigkeit vom Aversionsniveau dem “worst case” mehr Wahrscheinlichkeit zuordnet. Die Ergebnisse der Erwartungsnutzenmaximierung sind demnach direkt anwendbar: Die Berücksichtigung des Lernens kann – in Abhängigkeit von der spezifischen Form der Nutzenfunktion – zu mehr oder weniger Emissionen führen. Weiter wurde der Fall der einfachen Kapazitäten untersucht, bei dem auch nach Erhalt neuer Informationen kein Zustand der Natur ausgeschlossen werden kann. Die Auswirkungen des Unsicherheitsaversionsniveaus konnten hier in einen direkten und einen indirekten Effekt zerlegt werden. Obwohl der Nettoeffekt im Allgemeinen nicht eindeutig ist, gilt für die Klasse der quadratischen Funktionen, dass ein höheres Unsicherheitsniveau zu einer Verringerung der Emissionen führt. Es wurde gezeigt, dass das Auftreten des Irreversibilitätseffektes vom Unsicherheitsniveau abhängt: Für geringe Unsicherheitsaversion führt die Möglichkeit des Lernens zu einer Ausweitung der Emissionen, der

Irreversibilitätseffekt tritt nicht ein. Für eine hohe Unsicherheitsaversion hingegen wird die Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten zu einer stärkeren Reduzierung der Emissionen führen. Hier überwiegt also offensichtlich die ökologische Irreversibilität einmal aufgebauter Treibhausgasbestände in der Atmosphäre.

Aus einer deskriptiven Sicht könnte dieses Ergebnis erklären, warum manche Individuen in Bezug auf die Klimaproblematik verstärkte Vermeidungsaktivitäten fordern, wenn sie die Möglichkeit des Lernens in Betracht ziehen, während andere für “learn-then-act”-Strategien plädieren. Innerhalb des hier betrachteten Modells kann dieses Verhalten mit unterschiedlichen subjektiven Unsicherheitsniveaus erklärt werden, auch wenn die gleiche – z.B. den wissenschaftlichen Wissensstand reflektierende – Wahrscheinlichkeitsverteilung zugrundegelegt werden.

Man beachte jedoch, dass in diesem Kapitel die Auswirkungen der Unsicherheitsaversion bei unterstellter Risikoneutralität untersucht wurden. Auf der eine Seite stand für Unsicherheitsneutralität das Extrem eines risikoneutralen Erwartungsnutzenmaximierers, auf der anderen ein MaxiMin-Kriterium für maximale Unsicherheitsaversion. Daher sollen im Folgenden noch einmal die Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen Unsicherheits- und Risikoaversion herausgestellt werden.

4.6.1 Vergleich der Risiko- und Unsicherheitsaversion

Sowohl zunehmende Risiko- als auch zunehmende Unsicherheitsaversion bedingen eine Transformation einer risikoneutralen Erwartungsnutzenmaximierung in ein MaxiMin-Kriterium. Betrachtet man also eine einmalige Entscheidung, so sind die Auswirkungen von Unsicherheits- und Risikoaversion bis auf eine unterschiedliche Parametrisierung identisch. Dies gilt z.B. für die Änderung des Emissionsniveaus der ersten Periode im Fall “N”.

Auch der Fall perfekter Information führt im Rahmen einer risikoaversen Erwartungsnutzenmaximierung ähnlich wie beim CEU-Konzept zu einer Verringerung der Emissionen für steigende Aversionsniveaus. Qualitative Unterschiede ergeben sich jedoch, da wie gesehen ein unsicherheitsaverser CEU-Maximierer in diesem Fall immer als risiko-

neutraler Erwartungsnutzenmaximierer interpretiert werden kann. Für das Beispiel der quadratischen Funktionen bedeutet dies, dass der Irreversibilitätseffekt bei Unsicherheitsaversion nie auftritt, wohingegen in Beispiel 4.2 gezeigt wurde, dass für hohe Risikoaversionsniveaus dieser Effekt auftreten kann. Gleiches gilt für den untersuchten Fall eines bezüglich der Informationsgewinnung nicht unsicherheitsaversen Entscheidungsträgers. Unterschiede in den Entscheidungen zwischen unsicherheitsaversen CEU- und risikoaversen EU-Maximierer ergeben sich in der Regel auch, da sich für ein identisches Niveau e_1 in der ersten Periode die optimalen Emissionsniveaus für die zweite Periode unterscheiden.

Unterschiede zwischen den Konzepten der CEU und der Erwartungsnutzenmaximierung treten auch im Fall der einfachen Kapazitäten auf. Hier können – wie gesehen – für die CEU unterschiedliche Aktualisierungsregeln für die “beliefs” nach Eintreffen neuer Informationen angewendet werden.¹⁷ Ex ante und ex post Unsicherheitsaversion sind daher in der Regel nicht identisch. Das Maß der Risikoaversion bleibt dagegen gleich. Es wurde gezeigt, dass sowohl eine Erhöhung der Risikoaversion als auch eine vergrößerte Unsicherheitsaversion nicht unbedingt in einer Verringerung der Emissionen in der ersten Periode resultiert. Dieses nicht besonders intuitiv einsichtige Ergebnis kann auftreten, da die Emissionen der zweiten Periode zu einem gegebenen Emissionsniveau aus Periode 1 sinken, und damit der Grenzscha-den aus den Erstperiodenemissionen geringer wird. Qualitative Aussagen bezüglich der Auswirkungen des Lernens wurden für den Spezialfall der quadratischen Funktionen hergeleitet: Lernen führt für geringe Unsicherheitsaversionsniveaus zu erhöhten Emissionsniveaus, für hohe Unsicherheitsaversion dagegen müssen die Emissionen reduziert werden. Dieses Ergebnis kann – zumindest anhand von Beispielen – für die Auswirkungen von Risikoaversion bestätigt werden.

Es verbleibt der Fall des Ausschlusses von Naturzuständen durch die erhaltene Information. Ein solcher Ausschluss ist beim Erwartungsnutzenkonzept bereits gegeben, wenn dem zugehörigen Ereignis die Wahrscheinlichkeit Null zugeordnet wird. Ein Ver-

¹⁷Man beachte insbesondere die Möglichkeit, mit Hilfe der Dempster-Shafer-Aktualisierungsregel bedingte “beliefs” für Ereignisse zu konstruieren, denen ex ante die “best guess” Wahrscheinlichkeit Null zugeordnet wurde.

gleich verschiedener Informationssysteme, die sich in der Menge der nach einem Signal auszuschließenden Naturzustände unterscheiden, kann also nur bezüglich unterschiedlicher Wahrscheinlichkeitsmaße erfolgen. Hier könnte das Konzept der CEU einen Vorteil bieten, da Informationssysteme auch dann verglichen werden können, wenn die “best guess” Wahrscheinlichkeit identisch ist und nur der maximal mögliche Schadensparameter variiert. Qualitativ ähneln sich jedoch die Ergebnisse der EU und der CEU: Sollte es in Periode 2 möglich sein, hohe Schadensparameter, d.h. schwere Umweltschäden aufgrund der Emissionen auszuschließen, so können die Emissionen in der ersten Periode ausgeweitet werden.

Es folgt somit, dass – betrachtet man nur die Emissionen in der ersten Periode – sich die Auswirkungen von Unsicherheits- und Risikoaversion ähneln. Der Vorteil der CEU liegt für das hier als Hintergrund dienende Problem von Umweltschäden aufgrund der Emission von Treibhausgasen in der Motivation der Herkunft der zugrundeliegenden “beliefs”. Auch wenn sich qualitativ vergleichbare Ergebnisse mit risikoaverser Erwartungsnutzenmaximierung ergeben, ist das Konzept der CEU daher eine Alternative, die eine weitere Betrachtung verdient.

4.6.2 Ausblick

Abschließend soll auf einige wünschenswerte Verallgemeinerungen des hier betrachteten Modells hingewiesen werden. Diese ergeben sich größtenteils aus dem einschränkenden Zwei-Periodencharakter des Modells. Das Klimaproblem ist jedoch ein ideales Beispiel dafür, wie Entscheidungen über Jahrzehnte und Jahrhunderte hinweg Auswirkungen haben können. Neue Informationen werden nicht nur zu einem Zeitpunkt, sondern regelmäßig eintreffen und so eine regelmäßige Justierung der klimapolitischen Strategie ermöglichen. Um dieses Problem adäquat zu untersuchen, müssten Modelle betrachtet werden, in denen zu verschiedensten Zeitpunkten Emissionsentscheidungen getroffen werden. Für die Erwartungsnutzenmaximierung untersucht zum Beispiel Kolstad (1996) ein solches stochastisches Modell. Schwierigkeiten ergeben sich dabei allerdings bezüglich der analytischen Handhabbarkeit der Modelle. In der Regel sind diese nur noch numerisch lösbar, so dass konkrete Aussagen immer nur für spezielle funktio-

nale Zusammenhänge getroffen werden können. Auch werden in solchen Fällen oft ad-hoc-Annahmen an die Auswirkungen der eintreffenden Signale getroffen.¹⁸ Im Prinzip können jedoch solche Mehr-Perioden-Modelle auch für das Konzept der Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung untersucht werden.

Als schwierig interpretierbar würde sich in einer solchen Erweiterung die Annahme erweisen, dass die Umweltschäden ausschließlich vom Bestand am Ende der letzten Periode abhängen. Die potentielle Entwicklung des Klimas ist – wie in Kapitel 1 erwähnt – auch von der zeitlichen Entwicklung der Treibhausgasbestände abhängig. Ein auf mehrere Perioden verallgemeinertes Modell sollte idealerweise diese Abhängigkeit widerspiegeln.¹⁹ Auch werden die Schäden in der Realität nicht nur am Ende der letzten betrachteten Periode eintreten, sondern auch schon vorher. Damit entsteht jedoch das Problem der Entscheidungsabhängigkeit des Lernens. Durch das beobachtete Ausmaß der Schäden können mit großer Wahrscheinlichkeit Rückschlüsse auf die Sensibilität des Klimasystems und bestimmter Ökosysteme gezogen werden. Die Informationen sind somit nicht mehr unabhängig von den Entscheidungen in vorangehenden Perioden. Möglicherweise kann gerade ein hohes anfängliches Emissionsniveau zu schnell eintretenden Schäden und damit zu neuen Erkenntnissen führen.

Ein letzter Punkt, der hier angesprochen werden soll, betrifft die Modellierung der Vermeidungsseite. Im hier betrachteten Modell wurde angenommen, dass die Vermeidungskosten in der zweiten Periode unabhängig von der Emissionsentscheidung in Periode 1 sind. In der Realität könnte jedoch der Fall eintreten, dass Investitionen in Vermeidungstechnologien zumindest zum Teil irreversibel sind und somit die möglichen Emissionsniveaus und die Vermeidungskosten in Folgeperioden durch die Entscheidung in der Anfangsperiode beeinflusst werden. Dieser Fall, der im Rahmen einer Erwartungsnutzenmaximierung durch Kolstad (1996) untersucht wurde, lässt sich – abgesehen von technischen Schwierigkeiten – auf das Choquet-Erwartungsnutzenkriterium übertragen, würde allerdings den Rahmen dieser Arbeit sprengen. Zu erwarten ist,

¹⁸So unterstellt Kolstad (1996) einen sternförmigen Lernprozess, d.h. es wird angenommen, dass ein eintreffendes Signal auf einen Naturzustand hindeutet und die “beliefs” in einem exogen gegebenen Ausmaß in Richtung dieses Naturzustandes abgeändert werden.

¹⁹Viele Modelle – wie z.B. das von Eismont und Welsch (1996) – gehen trotzdem von der Annahme aus, dass nur der Endbestand den Schaden bestimmt.

dass Lernmöglichkeiten aufgrund der irreversiblen Investitionen in Vermeidungstechnologien anfänglich tendenziell zu geringeren Vermeidungsaktivitäten führen. Demgegenüber steht jedoch der mögliche technische Fortschritt bei den Vermeidungstechnologien (d.h. zum Beispiel eine Verringerung der Vermeidungskosten), der möglicherweise umso größer ist, je strikter die Vermeidungsmaßnahmen sind. Hier würden die Lerneffekte zu einer erhöhten Vermeidungsaktivität in den ersten Perioden führen, da diese positive Nebeneffekte haben. In welche Richtung sich die Ergebnisse dieses Kapitels also bei Berücksichtigung weiterer Effekte verändern, ist a priori nicht klar und verbleibt als Fragestellung künftiger Forschung.

4A Anhang: Beweise zu Kapitel 4

Beweis von Folgerung 4.1:

Die Grenznutzen und -schäden seien gegeben durch (4.5) und (4.6). Das Emissionsniveau in der zweiten Periode bestimmt sich nach $V_{e_2}^2 = \int D' d\pi(s)$ und wird optimalerweise auf

$$e_2(e_1, \pi) = \frac{a_1 - (b_{11} + b_{12}\hat{s}) - (b_{21} + b_{22}\hat{s})e_1}{a_2 + (b_{21} + b_{22}\hat{s})},$$

fixiert, wobei $\hat{s} = \int s d\pi(s)$. Man beachte, dass dann auch gilt:

$$\begin{aligned} J_{e_1}(e_1, \pi) &= V_{e_1}^1(e_1) - \int D'(e_1 + e_2(e_1, \pi), s) d\pi(s) \\ &\quad + \underbrace{[V_{e_2}^2(e_2) - \int D'(e_1 + e_2(e_1, \pi), s) d\pi(s)]}_{=0} \frac{\partial e_2}{\partial e_1} \\ &= V_{e_1}^1(e_1) - \int D'(e_1 + e_2(e_1, \pi), s) d\pi(s) \\ &= V_{e_1}^1(e_1) - V_{e_2}^2(e_2(e_1, \pi)) \\ &= V_{e_1}^1(e_1) - [a_1 - a_2 e_2(e_1, \pi)]. \end{aligned}$$

Zweifache Differentiation von $J_{e_1}(\cdot, \cdot)$ nach π – hier gleichbedeutend mit der Ableitung nach \hat{s} – ergibt

$$\begin{aligned} \frac{\partial^2 J_{e_1}(e_1, \pi)}{\partial s^2} &= 2b_{22}a_2 \frac{b_{22}a_2 e_1 + b_{22}(a_1 - b_{11}) + b_{12}a_2 + b_{12}b_{21}}{(a_2 + b_{21} + \hat{s}b_{22})^3} \\ &> 0, \end{aligned}$$

da nach Annahme alle Parameter nichtnegativ sind und $a_1 - b_{11} > 0$ gilt, da $e_2 \geq 0$. Somit ist $J_{e_1}(\cdot, \cdot)$ konvex in π und mit Theorem 4.1 folgt die Behauptung. Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.1:

Der Beweis ist in vier Schritte gegliedert. Im Schritt (0) soll zunächst die optimale Entscheidung unter Berücksichtigung des Lernens untersucht werden. Die Entscheidung, die sich ergibt, wenn die Lernmöglichkeit nicht berücksichtigt wird, lässt sich daraus als Spezialfall ableiten, wenn $\mu(s | i) = \mu(s)$ gesetzt wird. Der in der Proposition behauptete Zusammenhang wird dann im Schritt (i) für den Fall “ohne Lernen”, unter (ii) für den Fall perfekter Information und schließlich unter (iii) für den Fall beliebiger Signalqualität abgeleitet.

Schritt (0)

Erwartungsnutzenmaximierer, die konstante absolute Risikoaversion aufweisen, maximieren

$$-\frac{1}{c} \int \exp(-cU(e_1, e_2, s)) d\mu(i, s) .$$

Als Bedingungen erster Ordnung im Fall der Berücksichtigung des Lernens folgen

$$\int \exp(-cU) U_{e_2} d\mu(s | i) = 0 \quad (4.21)$$

$$\text{FOC1} = \int \exp(-cU) U_{e_1} d\mu(i, s) = 0 . \quad (4.22)$$

Differenzieren von (4.22) nach c ergibt

$$\frac{de_1}{dc} = -\frac{1}{\partial \text{FOC1} / \partial e_1} \underbrace{\left[\frac{\partial \text{FOC1}}{\partial c} + \sum_i \frac{\partial \text{FOC1}}{\partial e_2(i)} \frac{\partial e_2(i)}{\partial c} \right]}_{=: T} . \quad (4.23)$$

Nun ist aufgrund der Bedingung zweiter Ordnung, die bei der Wahl von e_1 erfüllt sein muss, $\partial \text{FOC1} / \partial e_1$ kleiner Null. Es genügt also, die behaupteten Vorzeichen für T zu zeigen. Nun folgt aus (4.21) und (4.22) unmittelbar

$$\begin{aligned} \frac{\partial \text{FOC1}}{\partial c} &= - \int U \exp(\cdot) U_{e_1} d\mu(i, s) \\ \frac{\partial \text{FOC1}}{\partial e_2(i)} &= \mu(i) \int \exp(\cdot) [-cU_{e_2} U_{e_1} + U_{e_1 e_2}] d\mu(s | i) \\ \frac{\partial e_2(i)}{\partial c} &= \frac{\int \exp(\cdot) U U_{e_2} d\mu(s | i)}{\int \exp(\cdot) [U_{e_2 e_2} - cU_{e_2} U_{e_2}] d\mu(s | i)} . \end{aligned}$$

Setzt man zur Abkürzung der Schreibweise $\int^i \dots = \int \dots d\mu(s | i)$ und $\exp = \exp(-cU)$, so ergibt Einsetzen und Umformen dieser Ableitungen in (4.23):

$$T = - \int \frac{[\int^i \exp U U_{e_1}] [\int^i \exp (U_{e_2 e_2} - cU_{e_2} U_{e_2})] + [\int^i \exp U U_{e_2}] [\int^i \exp (cU_{e_1} U_{e_2} - U_{e_1 e_2})]}{\int^i \exp (U_{e_2 e_2} - cU_{e_2} U_{e_2})} d\mu(i) . \quad (4.24)$$

Man beachte nun, dass hierbei $U_{e_1} = U_{e_2} + (V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2)$ sowie $U_{e_2 e_2} = U_{e_1 e_2} + V_{e_2 e_2}^2$ gilt. Berücksichtigt man weiter, dass aus der Optimalitätsbedingung (4.22) für die Wahl von e_2 folgt, dass $\int^i \exp U_{e_2} (U_{e_1} - U_{e_2}) = \int^i \exp U_{e_2} (V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2) = 0$, so ergibt sich nach

einfachen Umformungen von (4.24):

$$T = - \int \left[\frac{\overbrace{\int^i \exp UU_{e_2}}^{\geq 0} \overbrace{\int^i \exp V_{e_2 e_2}^2}^{< 0}}{\underbrace{\int^i \exp(U_{e_2 e_2} - cU_{e_2} U_{e_2})}_{< 0}} + \int^i \exp U(V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2) \right] d\mu(i). \quad (4.25)$$

Das Vorzeichen dieses Ausdruckes wird in den folgenden Beweisschritten für die einzelnen Informationssysteme bestimmt.

Schritt (i)

Man beachte, dass sich die entsprechende Gleichung ohne Berücksichtigung des Lernens ergibt, wenn die Wahrscheinlichkeitsmaße $\mu(s | i)$ durch $\mu(s)$ ersetzt werden. In diesem Fall ist das Emissionsniveau in Periode 2 nicht vom Signal i abhängig und aus einem Vergleich von (4.21) und (4.22) ergibt sich unmittelbar $V_{e_1}^1 = V_{e_2}^2$. Damit verschwindet der zweite Summand in (4.25) und somit ist, wie behauptet, $T \leq 0$, und es sinken die Emissionen im ohne Lernen Fall mit steigendem Risikoaversionsniveau.

Schritt (ii)

Wird dagegen Lernen berücksichtigt und offenbart das Signal i den Naturzustand s^i perfekt, so gilt $U_{e_2}(e_1, e_2(i), s^i) = V_{e_2}^2(\cdot) - D'(\cdot, s^i) = 0$. Somit ist der erste Summand in (4.25) gleich Null. Daher gilt:

$$\begin{aligned} T &= - \int \exp U \left(\underbrace{V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2}_{=V_{e_1}^1 - D' = U_{e_1}} \right) d\mu(i, s) \\ &= - \int \exp U(e_1, e_2(i), s^i) U_{e_1}(e_1, e_2(i), s^i) d\mu(i) \\ &\leq - \left[\min_{U_{e_1} > 0} U(\cdot) \int_{U_{e_1} > 0} \exp U_{e_1}(e_1, e_2(i), s^i) d\mu(i) \right. \\ &\quad \left. + [\max_{U_{e_1} < 0} U(\cdot)] \int_{U_{e_1} < 0} \exp U_{e_1}(e_1, e_2(i), s^i) d\mu(i) \right] \\ &\leq 0. \end{aligned}$$

Die letzte Ungleichung folgt dabei aus $\min_{U_{e_1} > 0} U(\cdot) > \max_{U_{e_1} < 0} U(\cdot)$. Somit fallen auch für perfekt informative Signale die Emissionen mit steigender Risikoaversion.

Schritt (iii)

Um zu sehen, dass im Allgemeinen jedoch nicht $T \leq 0$ gilt, genügt es, ein Gegenbeispiel zu konstruieren. Man betrachte folgendes Extrembeispiel mit lokal konstanten Grenznutzen aus den Emissionen in Periode 2 ($V_{e_2 e_2}^2 = 0$). Für solche Funktionen ist der erste Summand in (4.25) gleich Null. Sei nun $D(e, s) = sd(e) + ks^2$. Dann gilt an der Stelle $c = 0$:

$$\begin{aligned} T &= - \int \underbrace{\exp(-0 \cdot U)}_{=1} U(V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2) d\mu(i, s) \\ &= - \int (V^1 + V^2 - sd)(V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2) d\mu(i, s) + k \int s^2 (V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2) d\mu(i, s) . \end{aligned} \quad (4.26)$$

Man beachte, dass der Faktor k nur den Nutzen, nicht aber den Grenznutzen und damit auch nicht die Entscheidungen für $c = 0$ beeinflusst. Sind zwei Signale $i = A, B$ möglich mit $\mu(A) = \mu(B) = 0.5$, so gilt $V_{e_1}^1(e_1) - V_{e_2}^2(e_2(A)) = -[V_{e_1}^1(e_1) - V_{e_2}^2(e_2(B))]$. Es wird angenommen, dass die Funktionen so gewählt sind, dass $V_{e_2}^2(e_2(A)) \neq V_{e_2}^2(e_2(B))$. Weiter seien drei Naturzustände $s = 0, 0.5, 1$ möglich mit $\mu(0 | A) = 2/3$, $\mu(1 | A) = 1/3$ sowie $\mu(0.5 | B) = 1$, d.h auch $\int sd\mu(s | A) < \int sd\mu(s | B)$. Somit ist $e_2(A) > e_2(B)$ und auch $V_{e_1}^1(e_1) - V_{e_2}^2(e_2(A)) > 0$. Daher gilt

$$\int s^2 (V_{e_1}^1 - V_{e_2}^2) d\mu(i, s) = 0.5[V_{e_1}^1(e_1) - V_{e_2}^2(e_2(A))][(1/3) - (1/2)^2] > 0 .$$

Durch Wahl eines genügend großen Faktors k in (4.26) kann somit erreicht werden, dass $T > 0$ an der Stelle $c = 0$ gilt, und folglich mit einer Erhöhung der Risikoaversionsniveaus die Emissionen in der ersten Periode zunächst zunehmen. Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.2:

Betrachtet werden zunächst die Ableitungen von e_1^N und e_2^N nach λ . Die folgende Notation wird verwendet: Für $k, l = 1, 2$ bezeichne

$$[kl] = \lambda \int_{\mathcal{I}} U_{e_k e_l}(\cdot, \cdot, s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda) U_{e_k e_l}(\cdot, \cdot, \max s^i) .$$

Implizites Differenzieren der Bedingung erster Ordnung (4.7) und Auflösen nach $de_i^N/d\lambda$ ($l = 1, 2$) ergibt dann

$$\frac{de_1^N}{d\lambda} = \frac{1}{[11][22] - [12][12]} \left[\left(U_{e_1}(\cdot, \cdot, \max s^i) - \int_{\mathcal{I}} U_{e_1}(\cdot, \cdot, s^i) d\mu(i) \right) [22] - \left(U_{e_2}(\cdot, \cdot, \max s^i) - \int_{\mathcal{I}} U_{e_2}(\cdot, \cdot, s^i) d\mu(i) \right) [12] \right]$$

$$\frac{de_2^N}{d\lambda} = \frac{1}{[11][22] - [12][12]} \left[\left(U_{e_2}(\cdot, \cdot, \max s^i) - \int_{\mathcal{I}} U_{e_2}(\cdot, \cdot, s^i) d\mu(i) \right) [11] - \left(U_{e_1}(\cdot, \cdot, \max s^i) - \int_{\mathcal{I}} U_{e_1}(\cdot, \cdot, s^i) d\mu(i) \right) [12] \right].$$

Man beachte, dass aus der Bedingung zweiter Ordnung folgt $[11][22] - [12][12] > 0$. Für die in (4.1) definierte Form von U ergibt sich:

$$\begin{aligned} \frac{de_1^N}{d\lambda} &= \frac{\overbrace{\int_{\mathcal{I}} D'(\cdot, s^i) d\mu(i) - D'(\cdot, \max s^i)}^{\leq 0}}{[11][22] - [12][12]} \underbrace{U_{e_2 e_2}^2}_{< 0} \\ &\geq 0, \end{aligned} \quad (4.27)$$

bzw.

$$\begin{aligned} \frac{de_2^N}{d\lambda} &= \frac{\int_{\mathcal{I}} D'(\cdot, s^i) d\mu(i) - D'(\cdot, \max s^i)}{[11][22] - [12][12]} U_{e_1 e_1}^1 \\ &\geq 0. \end{aligned}$$

Betrachtet wird nun der Fall "L", d.h. die Ableitung von e_1^L nach λ . Implizites Differenzieren der Optimalitätsbedingung (4.9) nach λ ergibt:

$$\begin{aligned} \frac{de_1^L}{d\lambda} &= \frac{-\int_{\mathcal{I}} U_{e_1}(e_1, e_2^L(i), s^i) d\mu(i) - U_{e_1}(e_1, \max_i e_2^L(i), \max s^i)}{\text{Nenner1}} \\ &= \frac{\int_{\mathcal{I}} D'(e_1 + e_2^L(i), s^i) d\mu(i) - D'(e_1 + \max_i e_2^L(i), \max s^i)}{\text{Nenner1}}, \end{aligned} \quad (4.28)$$

wobei sich der Nenner aus der Ableitung der Bedingung (4.9) nach e_1 ergibt, d.h. $\text{Nenner1} = \partial^2 W^L / (\partial e_1)^2$. Mit der Bedingung zweiter Ordnung, die für das optimale Emissionsniveau e_1 erfüllt sein muss, folgt unmittelbar $\text{Nenner1} < 0$. Man beachte, dass auch der Zähler von (4.28) negativ ist, so dass

$$\frac{de_1^L}{d\lambda} \geq 0$$

gilt. Weiterhin impliziert (4.8)

$$\frac{\partial e_2^L(i)}{\partial e_1} = \frac{D''(\cdot, s^i)}{U_{e_2 e_2}^2 - D''(\cdot, s^i)} \leq 0 \quad (4.29)$$

und somit ergibt sich als direkte Konsequenz

$$\frac{de_2^L}{d\lambda} = \frac{\partial e_2^L}{\partial e_1} \frac{de_1^L}{d\lambda} \leq 0.$$

Q.E.D.

Beweis von Folgerung 4.3:

Es gilt für den Fall perfekter Information für alle e_1 :

$$\begin{aligned} & \int_{\mathcal{I}} \underbrace{U(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i)}_{=\max_{e_2} U(e_1, e_2, s^i)} d\nu(i) \\ & \geq \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_2^N, s^i) d\nu(i) , \end{aligned}$$

und somit auch für den Wert der Information

$$\begin{aligned} & \int_{\mathcal{I}} U(e_1^L, e_2^L(e_1^L, i), s^i) d\nu(i) - \int_{\mathcal{I}} U(e_1^N, e_2^N, s^i) d\nu(i) \\ & = \max_{e_1} \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_2^L(e_1, i), s^i) d\nu(i) - \max_{e_1} \int_{\mathcal{I}} U(e_1, e_2^N, s^i) d\nu(i) \\ & \geq 0 . \end{aligned}$$

Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.3:

(i)

Ohne Berücksichtigung des Lernens erfolgt der Beweis analog zu dem der Proposition 4.2(i).

(ii)

Wird Lernen dagegen berücksichtigt, so ergibt sich durch implizites Differenzieren der Optimalitätsbedingung (4.13):

$$\begin{aligned} \frac{de_1^L}{d\lambda} &= -\frac{1}{\text{Nenner2}} \int_{\mathcal{I}} \left[\int_{\mathcal{S}} U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) - U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s) \right. \\ & \quad \left. + [\lambda \int_{\mathcal{S}} U_{e_1 e_2}(\cdot, s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda) U_{e_1 e_2}(\cdot, \max s)] \frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial \lambda} \right] d\mu(i) , \end{aligned}$$

wobei sich auch hier der Nenner aus der Ableitung der Optimalitätsbedingung (4.13) nach e_1 ergibt und daher wegen der Bedingung zweiter Ordnung für die Optimalität von e_1^L $\text{Nenner2} < 0$ gilt. Man beachte, dass auch der Zähler negativ ist, da sowohl $\int_{\mathcal{S}} U_{e_1}(\cdot, s) d\mu(s | i) - U_{e_1}(\cdot, \max s) < 0$ als auch $U_{e_1 e_2} < 0$ und mit (4.12) auch

$$\frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial \lambda} = -\frac{\int_{\mathcal{S}} U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) - \lambda U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s)}{\lambda \int_{\mathcal{S}} U_{e_2 e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) + (1 - \lambda) U_{e_2 e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), \max s)} > 0 \quad (4.30)$$

gilt. Es folgt der behauptete Zusammenhang. Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.4:

(i)

Für den Fall “N” reduziert sich der Beweis wiederum auf den von Proposition 4.2(i).

(ii)

Zunächst wird die Ableitung von e_1^L nach λ^S analysiert, d.h. die ex post Konfidenzniveaus λ^i werden als fixiert vorausgesetzt. Hierzu bezeichne Nenner3 die nochmalige totale Ableitung der Optimalitätsbedingung (4.20) nach e_1^L . Da e_1^L die ex ante Präferenzen optimiert, folgt aus der Bedingung zweiter Ordnung, die im Optimum erfüllt sein muss, $\text{Nenner3} < 0$.

Unter Verwendung dieser Notation folgt aus der Ableitung von (4.20) nach λ^S :

$$\begin{aligned} \frac{de_1^L}{d\lambda^S} = & -\frac{1}{\text{Nenner3}} \left[\int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} [U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) + U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) \frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1}] d\mu(i, s) \right. \\ & \left. - U_{e_1}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) - U_{e_2}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \frac{\partial \max_i e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} \right]. \end{aligned}$$

Diese Gleichung kann als Summe des direkten Effektes, Dir1 (partielle Ableitung nach e_1), und des indirekten Effekt, Indir1 (aufgrund der Änderungen von $e_2(i)$) umgeordnet werden. Für den direkten Effekt ergibt sich:

$$\begin{aligned} \text{Dir1} &= -\frac{1}{\text{Nenner3}} \left[\int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} U_{e_1}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(i, s) - U_{e_1}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \right] \\ &= \frac{1}{\text{Nenner3}} \underbrace{\left[\int_{\mathcal{I} \times \mathcal{S}} D'(e_1 + e_2^L(e_1, i), s) d\mu(i, s) - D'(e_1 + \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \right]}_{\leq 0} \\ &\geq 0. \end{aligned}$$

Dieser ist also positiv, wohingegen der indirekte Effekt

$$\begin{aligned}
\text{Indir1} &= -\frac{1}{\text{Nenner3}} \left[\int_{S \times I} U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) \frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} d\mu(i, s) \right. \\
&\quad \left. - U_{e_2}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s) \frac{\partial \max e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1} \right] \\
&= -\frac{1}{\text{Nenner3}} \left[\underbrace{\int_I \frac{\partial e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1}}_{\leq 0} \underbrace{\left[\int_S U_{e_2}(e_1, e_2^L(e_1, i), s) d\mu(s | i) \right]}_{\geq 0} d\mu(i) \right. \\
&\quad \left. - \underbrace{U_{e_2}(e_1, \max_i e_2^L(e_1, i), \max s)}_{\geq 0} \underbrace{\frac{\partial \max e_2^L(e_1, i)}{\partial e_1}}_{\leq 0} \right] \\
&\leq 0
\end{aligned}$$

negativ ist.

(iii)

Abschließend sollen die Auswirkungen einer Änderung von λ^i untersucht werden. Auch hier ist die Ableitung von e_1^L nach λ^i eine Summe eines direkten und eines indirekten Effektes:

$$\frac{de_1^L}{d\lambda^i} = \text{Dir2} + \text{Indir2} .$$

Diese Effekte ergeben sich aus der Ableitung von (4.20) nach λ^i . Der direkte Effekt entspricht

$$\text{Dir2} = -\frac{1}{\text{Nenner3}} \left[\lambda^S \int_{I \times S} U_{e_1 e_2}(\cdot, s) \frac{\partial e_2^L}{\partial \lambda^i} d\mu(i, s) + (1 - \lambda^S) U_{e_1 e_2}(\cdot, \max s) \frac{\partial \max e_2^L}{\partial \lambda^i} \right] ,$$

der indirekte ist gegeben durch

$$\begin{aligned}
\text{Indir2} &= -\frac{1}{\text{Nenner3}} \left[\lambda^S \int_{I \times S} U_{e_2 e_2}(\cdot, s) \frac{\partial e_2^L}{\partial e_1} \frac{\partial e_2^L}{\partial \lambda^i} d\mu(i, s) \right. \\
&\quad \left. + (1 - \lambda^S) U_{e_2 e_2}(\cdot, \max s) \frac{\partial \max e_2^L}{\partial e_1} \frac{\partial \max e_2^L}{\partial \lambda^i} \right. \\
&\quad \left. + \lambda^S \int_{I \times S} U_{e_2}(\cdot, s) \frac{\partial^2 e_2^L}{\partial \lambda^i \partial e_1} d\mu(i, s) + (1 - \lambda^S) U_{e_2}(\cdot, \max s) \frac{\partial^2 \max e_2^L}{\partial \lambda^i \partial e_1} \right] .
\end{aligned}$$

Da die partielle Ableitung von e_2^L nach λ^i positiv ist (siehe (4.30)), ist der direkte Effekt negativ. Für den indirekten Effekt ist zwar der erste Term der Summe positiv, der zweite wird jedoch bestimmt durch $\frac{\partial^2 \max e_2^L}{\partial \lambda^i \partial e_1}$. Für diesen Term ist das Vorzeichen im

Allgemeinen nicht eindeutig bestimmbar, da er von dritten Ableitungen der Nutzenfunktionen abhängt. Q.E.D.

Hinreichende Bedingung für innere Lösungen im quadratischen Fall:

Um eine innere Lösung für die Emissionen in Periode l , e_l , zu garantieren, genügt es, dass diese Emissionen an der Stelle $e_l = 0$ einen positiven Grenznutzen haben. D.h. es reicht aus, wenn $U_{e_l}(e_1, e_2, s) > 0$ für $e_l = 0$, d.h. $a_{l1} - (b_{11} + b_{12}s) - (b_{21} + b_{22}s)e_{l'} > 0$ ($l' \neq l$) für beliebige $e_{l'}$ und s gilt. Die linke Seite der Ungleichung fällt in s und $e_{l'}$. Nun gilt $e_{l'} < \bar{e}_{l'}$, wobei $\bar{e}_{l'}$ als das maximale Emissionsniveau in Periode l' definiert ist, das optimal sein könnte. Dieses würde für den geringstmöglichen Schaden ($s = 0$) und für ein minimales Emissionsniveau in der anderen Periode ($e_l = 0$) erreicht werden. Es gilt also per Definition $U_{e_1}(\bar{e}_1, 0, 0) = 0$ sowie $U_{e_2}(0, \bar{e}_2, 0) = 0$. Für die spezifische quadratische Kostenstruktur ergibt sich $\bar{e}_{l'} = \frac{a_{l'1} - b_{11}}{a_{l'2} + b_{21}}$. Daher ist es für die Existenz einer inneren Lösung hinreichend, dass $a_{l1} - (b_{11} + b_{12}s) - (b_{21} + b_{22}s)\bar{e}_{l'} > 0$ für alle s gilt, also

$$\begin{aligned} s < \bar{s} &:= \min_l \left\{ \frac{a_{l1} - b_{11} - b_{21}\bar{e}_{l'}}{b_{12} + b_{22}\bar{e}_{l'}} \right\} \\ &= \min_l \left\{ \frac{(a_{l1} - b_{11})(a_{l'2} + b_{21}) - b_{21}(a_{l'1} - b_{11})}{b_{12}(a_{l'2} + b_{21}) + b_{22}(a_{l'1} - b_{11})} \right\}. \end{aligned} \quad (4.31)$$

Es muss also angenommen werden, dass die Parameter $\bar{s} > 0$ gewährleisten.

Optimale Emissionsniveaus im quadratischen Fall:

Zunächst sollen die Emissionen in Periode 2 in Abhängigkeit von e_1 hergeleitet werden. Die Herleitung kann für die Fälle "L" und "N" parallel erfolgen, wenn man bedenkt, dass sich der Fall "N" ergibt, wenn sich die "beliefs" auch nach Erhalt der Signale nicht ändern. Definiert man also $N(i) = \lambda^i \int s d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) \max s$ für den Fall "L" und $N(i) = \bar{N} := \lambda^S \int s d\mu(s) + (1 - \lambda^S) \max s$ für den Fall "N", so folgt aus der Optimalitätsbedingung (4.15) für die Wahl von e_2^x :

$$e_2^x(e_1, i) = \frac{a_{21} - (b_{11} + b_{12}N(i)) - (b_{21} + b_{22}N(i))e_1}{a_{22} + b_{21} + b_{22}N(i)}, \quad (4.32)$$

wobei $x = L, N$. Daraus folgt unmittelbar:

$$\frac{\partial e_2^x(e_1, i)}{\partial e_1} = -\frac{b_{21} + b_{22}N(i)}{a_{22} + b_{21} + b_{22}N(i)} \leq 0. \quad (4.33)$$

Setzt man diese Größen in die Bedingung erster Ordnung (4.20) für die Wahl von e_1 ein, so ergibt sich:

$$\begin{aligned}
0 = & a_{11} - a_{12}e_1 - \lambda^S \left[\int [b_{11} + b_{12}s + (b_{21} + b_{22}s)(e_1 + e_2^x(\cdot)) \left(1 + \frac{\partial e_2^x(\cdot)}{\partial e_1}\right) \right. \\
& \left. - (a_{21} - a_{22}e_2^x(\cdot)) \frac{\partial e_2^x(\cdot)}{\partial e_1} d\mu(i, s) \right] \\
& - (1 - \lambda^S) \left[[b_{11} + b_{12} \max s + (b_{21} + b_{22} \max s)(e_1 + \max_i e_2^x(\cdot)) \left(1 + \frac{\partial \max_i e_2^x(\cdot)}{\partial e_1}\right) \right. \\
& \left. - (a_{21} - a_{22} \max_i e_2^x(\cdot)) \frac{\partial \max_i e_2^x(\cdot)}{\partial e_1} \right]. \tag{4.34}
\end{aligned}$$

Dabei beachte man, dass hierbei

$$\begin{aligned}
\max_i e_2^x(e_1, i) &= \max_i \frac{a_{21} - (b_{11} + b_{12}N(i)) - (b_{21} + b_{22}N(i))e_1}{a_{22} + b_{21} + b_{22}N(i)} \\
&= \frac{a_{21} - (b_{11} + b_{12} \min_i N(i)) - (b_{21} + b_{22} \min_i N(i))e_1}{a_{22} + b_{21} + b_{22} \min_i N(i)}.
\end{aligned}$$

Für den “ohne Lernen”-Fall ($x = N$) gilt $\bar{N} = N(i)$ für alle i , da die Signale nicht berücksichtigt werden. Daher stimmen natürlich alle $e_2^N(\cdot)$ überein.

Die Emissionsniveaus für die erste Periode haben eine etwas kompliziertere Struktur.

Zur Vereinfachung bezeichne $s^i = \int s d\mu(s | i)$ und

$$\begin{aligned}
k_1(n, s) = & \frac{1}{(a_{22} + b_{21} + b_{22}n)^2} \left[a_{21}(b_{21} + b_{22}n)^2 + a_{22}^2(b_{11} + b_{12}s) \right. \\
& + a_{21}a_{22}(b_{21} + b_{22}s) + a_{22}(b_{21} + b_{22}n)(b_{11} + b_{12}s) \\
& \left. - a_{22}(b_{21} + b_{22}s)(b_{11} + b_{12}n) + a_{22}(b_{21} + b_{22}n)(b_{11} + b_{12}n) \right] \tag{4.35}
\end{aligned}$$

$$k_2(n, s) = \frac{a_{22}^2(b_{21} + b_{22}s) + a_{22}(b_{21} + b_{22}n)^2}{(a_{22} + b_{21} + b_{22}n)^2}, \tag{4.36}$$

wobei n, s zunächst beliebige reelle Zahlen sind. Diese Definition gestattet es, für $x = L, N$ das Emissionsniveau e_1^x , das sich nach einfachen Umformungen aus der Optimalitätsbedingung (4.34) ergibt, als

$$e_1^x = \frac{a_{11} - K_1^x}{a_{12} + K_2^x} \tag{4.37}$$

zu schreiben, wobei

$$K_1^x := \lambda^S \int k_1(N(i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda^S) k_1(\min_i N(i), \max s) \tag{4.38}$$

$$K_2^x := \lambda^S \int k_2(N(i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda^S) k_2(\min_i N(i), \max s), \tag{4.39}$$

wobei $N(i) = \lambda^i \int s d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) \max s$ für den Fall “L” und $N(i) = \bar{N} := \lambda^S \int s d\mu(s) + (1 - \lambda^S) \max s$ für $x = N$.

Beweis von Proposition 4.5:

Es soll nun gezeigt werden, wie (i) die ex ante bzw. (ii) die ex post Konfidenzniveaus die Emissionen in Periode 1 für quadratische Funktionen beeinflussen.

Es folgt zunächst aus (4.37):

$$\frac{\partial e_1^x}{\partial \lambda^y} = - \frac{(a_{12} + K_2^x) \frac{\partial K_1^x}{\partial \lambda^y} + (a_{11} - K_1^x) \frac{\partial K_2^x}{\partial \lambda^y}}{(a_{12} + K_2^x)^2},$$

wobei $x = N, L$ und $y = S, i$. Um die behaupteten Ungleichungen $\frac{\partial e_1^x}{\partial \lambda^y} > 0 (< 0)$ zu beweisen, genügt es somit zu zeigen, dass sowohl $\frac{\partial K_1^x}{\partial \lambda^y} < 0 (> 0)$ als auch $\frac{\partial K_2^x}{\partial \lambda^y} < 0 (> 0)$ gilt. Zur Vorbereitung dieses Beweises betrachte man zunächst die partiellen Ableitungen der in (4.35) und (4.36) definierten Funktionen $k_l(n, s)$ ($l = 1, 2$). Für diese gilt

$$\frac{\partial k_1}{\partial n} = \frac{2a_{22}b_{22}(a_{22}b_{12} + b_{12}b_{21} + (a_{21} - b_{11})b_{22})}{(a_{22} + b_{21} + b_{22}n)^3}(n - s) \quad (4.40)$$

$$\frac{\partial k_2}{\partial n} = \frac{2a_{22}^2b_{22}^2}{(a_{22} + b_{21} + b_{22}n)^3}(n - s) \quad (4.41)$$

$$\frac{\partial k_1}{\partial s} = \frac{a_{22}(a_{22}b_{12} + b_{12}b_{21} + (a_{21} - b_{11})b_{22})}{(a_{22} + b_{21} + b_{22}n)^2} \geq 0 \quad (4.42)$$

$$\frac{\partial k_2}{\partial s} = \frac{a_{22}^2b_{22}}{(a_{22} + b_{21} + b_{22}n)^2} \geq 0. \quad (4.43)$$

Insbesondere ist also $\frac{\partial k_l}{\partial n} > 0 (< 0)$, wenn $n > s$ ($n < s$) gilt.

(i)

Somit folgt aus (4.38) und (4.39) für $l = 1, 2$:

$$\begin{aligned} \frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^S} &= \int k_l(N(i), s^i) d\mu(i) - k_l(\min_i N(i), \max s) \\ &\leq \int k_l(N(i), s^i) - k_l(N(i), \max s) d\mu(i) \\ &\leq 0. \end{aligned} \quad (4.44)$$

Daher folgt unmittelbar $\frac{\partial e_1^L}{\partial \lambda^S} \geq 0$.

(ii)

Für die Ableitungen nach λ^i für $i \notin \arg \max_j e_2^L(j)$ erhält man analog mit $N(i) \geq s^i$:

$$\begin{aligned} \frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^i} &= \lambda^S \mu(i) \underbrace{\frac{\partial k_l(N(i), s^i)}{\partial n}}_{>0} \underbrace{\frac{dN(i)}{d\lambda^i}}_{=s^i - \max s < 0} \\ &< 0, \end{aligned} \quad (4.45)$$

also auch $\frac{\partial e_1^L}{\partial \lambda^i} \geq 0$.

Andererseits gilt für $i = \arg \max_i e_2^L(i) = \arg \min_j N(j)$:

$$\begin{aligned} \frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^i} &= \lambda^S \mu(i) \frac{\partial k_l(N(i), s^i)}{\partial n} \frac{dN(i)}{d\lambda^i} + (1 - \lambda^S) \frac{\partial k_l(N(i), \max s)}{\partial n} \frac{dN(i)}{d\lambda^i} \\ &= \underbrace{\text{Konst}_l}_{>0} \frac{dN(i)}{d\lambda^i} \left[\lambda^S \mu(i) \underbrace{(N(i) - s^i)}_{=(1-\lambda^i)(\max s - s^i)} + (1 - \lambda^S) \underbrace{(N(i) - \max s)}_{=\lambda^i(s^i - \max s)} \right] \\ &= -\text{Konst}_l (\max s - s^i)^2 \left[\lambda^S \mu(i) (1 - \lambda^i) - (1 - \lambda^S) \lambda^i \right] \\ &= -\text{Konst}_l (\max s - s^i)^2 (1 - \lambda^S + \lambda^S \mu(i)) \left[\frac{\lambda^S \mu(i)}{1 - \lambda^S + \lambda^S \mu(i)} - \lambda^i \right]. \end{aligned} \quad (4.46)$$

Dabei ist $\text{Konst}_1 = \frac{2a_{22}b_{22}(a_{22}b_{12}+b_{12}b_{21}+(a_{21}-b_{11})b_{22})}{(a_{22}+b_{21}+b_{22}n)^3}$ und $\text{Konst}_2 = \frac{2a_{22}^2b_{22}^2}{(a_{22}+b_{21}+b_{22}n)^3}$ und $n = N(i) = \arg \min_j N(j)$.

Für die Bayes-Regel ($\lambda^i = 1$) und die alternative Aktualisierungsregel ($\lambda^i = \lambda^S$) gilt somit $\frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^i} \geq 0$ und daher auch $\frac{\partial e_1^L}{\partial \lambda^i} \leq 0$. Für die Dempster-Shafer-Regel ($\lambda^i = \frac{\lambda^S \mu(i)}{1 - \lambda^S + \lambda^S \mu(i)}$) gilt dagegen $\frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^i} = 0$ und daher verschwindet die Ableitung des Emissionsniveaus nach λ^i . Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.6:

Es soll gezeigt werden, dass für kleine λ $e_1^L < e_1^N$ ist, unabhängig davon welche der drei beschriebenen Aktualisierungsregeln verwendet wird. Auch hierfür ist es mit (4.37) hinreichend zu zeigen, dass $K_l^L > K_l^N$ für $l = 1, 2$ für kleine λ gilt. Zunächst soll die klassische Bayes-Regel betrachtet werden.

(i) Bayes update ($\lambda^i = 1$):

Der Beweis ergibt sich hier direkt aus einem Vergleich der Emissionsniveaus an der Stelle $\lambda = \lambda^S = \lambda^i = 0$. Für diese Konfidenzniveaus ist $N(i) = \lambda^i s^i + (1 - \lambda^i) \max s = s^i$, falls das Lernen berücksichtigt wird, und $\bar{N} = N(i) = \lambda^S s^i + (1 - \lambda^S) \max s = \max s$

für den Fall “N”. Daher folgt unter Verwendung von (4.38) - (4.41) für $\lambda = 0$:

$$K_l^L = k_l(\min N(i), \max s) = k_l(\min s^i, \max s) \geq k_l(\max s, \max s) = K_l^N,$$

und damit auch $e_1^L \leq e_1^N$. Die strikte Ungleichung gilt, falls $\min s^i < \max s$.

(ii) DS- und alternative Aktualisierungsregel:

Um für diese beiden Aktualisierungsregeln die Emissionswerte zu vergleichen, soll auch hier wieder ein Vergleich von K_l^L und K_l^N erfolgen. Es wird gezeigt werden, dass (a) e_1^L und e_1^N und (b) auch deren Ableitungen nach λ an der Stelle $\lambda = 0$ übereinstimmen. Für den Vergleich von K_l^L und K_l^N muss also auf die zweiten Ableitungen zurückgegriffen werden. Diese werden im Beweisschritt (c) für beide Aktualisierungsregeln gemeinsam hergeleitet. Der Vergleich dieser zweiten Ableitungen für die Fälle “N” und “L” erfolgt dann im Schritt (d) zunächst für die $\lambda^i = \lambda$ -Aktualisierungsregel, schließlich unter (e) für die DS-Regel.

(a)

An der Stelle $\lambda = \lambda^i = \lambda^S = 0$ gilt sowohl für den Fall “L” $N(i) = \lambda^i \int s d\mu(s | i) + (1 - \lambda^i) \max s = \max s$ als auch für $x = N \bar{N} = N(i) = \lambda^S \int s d\mu(s) + (1 - \lambda^S) \max s = \max s$. Aus der Definition in (4.38) und (4.39) folgt daher unmittelbar, dass $K_l^N = K_l^L$.

(b)

Unter Berücksichtigung von (4.44), (4.45) und (4.46) ergibt sich für $\lambda = 0$ ($\lambda^S = \lambda^i = 0$) für $l = 1, 2$:

$$\begin{aligned} \frac{dK_l^L}{d\lambda} &= \frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^S} + \sum_i \underbrace{\frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^i}}_{=0 \text{ für } \lambda=0} \frac{d\lambda^i}{d\lambda} \\ &= \int k_l(\underbrace{N(i)}_{=\max s}, s^i) d\mu(i) - k_l(\min_i N(i), \max s) \\ &= \int k_l(\underbrace{\max s}_{=\bar{N}}, s^i) d\mu(i) - k_l(\max s, \max s) \\ &= \int k_l(\bar{N}, s^i) d\mu(i) - k_l(\bar{N}, \max s) \\ &= \frac{\partial K_l^N}{\partial \lambda^S} + \sum_i \underbrace{\frac{\partial K_l^N}{\partial \lambda^i}}_{=0 \text{ für } \lambda=0} \frac{d\lambda^i}{d\lambda} \\ &= \frac{dK_l^N}{d\lambda}. \end{aligned}$$

(c)

Es sollen nun die zweiten Ableitungen $\frac{d^2 K_l^L}{d\lambda^2}$ und $\frac{d^2 K_l^N}{d\lambda^2}$ für $l = 1, 2$ hergeleitet werden.

Unter Beachtung von (4.44), (4.45) und (4.46) ergibt sich an der Stelle $\lambda = 0$:

$$\begin{aligned} \frac{d^2 K_l^L}{d\lambda^2} &= \underbrace{\frac{\partial^2 K_l^L}{(\partial \lambda^S)^2}}_{=0} + 2 \sum_i \frac{\partial^2 K_l^L}{\partial \lambda^S \partial \lambda^i} \frac{d\lambda^i}{d\lambda} + \sum_i \frac{\partial^2 K_l^L}{(\partial \lambda^i)^2} \left(\frac{d\lambda^i}{d\lambda} \right)^2 + \sum_i \underbrace{\frac{\partial K_l^L}{\partial \lambda^i}}_{=0 \text{ für } \lambda=0} \frac{d^2 \lambda^i}{d\lambda^2} \\ &= 2 \sum_i \frac{\partial^2 K_l^L}{\partial \lambda^S \partial \lambda^i} \frac{d\lambda^i}{d\lambda} + \sum_i \frac{\partial^2 K_l^L}{(\partial \lambda^i)^2} \left(\frac{d\lambda^i}{d\lambda} \right)^2. \end{aligned} \quad (4.47)$$

Zu untersuchen sind also die zweifachen partiellen Ableitungen $\frac{\partial^2 K_l^L}{\partial \lambda^S \partial \lambda^i}$ und $\frac{\partial^2 K_l^L}{(\partial \lambda^i)^2}$. Für diese ergibt sich unter Beachtung von (4.40) und (4.41) aus partiellem Ableiten von (4.45) und (4.46) nach λ^S an der Stelle $\lambda = 0$:

$$\begin{aligned} \frac{\partial^2 K_l^L}{\partial \lambda^S \partial \lambda^i} &= \mu(i) \frac{\partial k_l(N(i), s^i)}{\partial n} \frac{dN(i)}{d\lambda^i} - \delta_i \frac{\partial k_l(N(i), \max s)}{\partial n} \frac{dN(i)}{d\lambda^i} \\ &= \mu(i) \text{Konst}_l \underbrace{(N(i) - s^i)}_{=\max s} \frac{dN(i)}{d\lambda^i} - \delta_i \underbrace{(N(i) - \max s)}_{=\max s} \text{Konst}_l \frac{dN(i)}{d\lambda^i} \\ &= \mu(i) \text{Konst}_l (\max s - s^i) \frac{dN(i)}{d\lambda^i}. \end{aligned}$$

Hierbei ist $\delta_i = 1$ für $i = i^* := \arg \min_j N(j)$ und $\delta_i = 0$ sonst. Man beachte auch, dass für $\lambda = 0$ der Faktor Konst_l – definiert im Beweis von Proposition 4.5 – unabhängig von i ist. Weiter folgt aus (4.45) unmittelbar, dass $\frac{\partial^2 K_l^L}{(\partial \lambda^i)^2} = 0$ für $i \notin \arg \max_i e_2^L$, da $\lambda^S = 0$. Für $i = i^*$ ergibt sich aus (4.46)

$$\begin{aligned} \frac{\partial^2 K_l^L}{(\partial \lambda^i)^2} &= \frac{\partial^2 k_l(N(i), \max s)}{\partial n^2} \left(\frac{dN(i)}{d\lambda^i} \right)^2 + \underbrace{\frac{\partial k_l(\overbrace{N(i)}^{=\max s}, \max s)}{\partial n}}_{=0} \frac{d^2 N(i)}{(d\lambda^i)^2} \\ &= \text{Konst}_l (\max s - s^i)^2. \end{aligned}$$

Setzt man nun diese zweifachen partiellen Ableitungen in (4.47) ein, so ergibt sich an der Stelle $\lambda = 0$ für den Fall “L”:

$$\begin{aligned} \frac{d^2 K_l^L}{d\lambda^2} &= 2 \sum_i \mu(i) \text{Konst}_l (\max s - s^i) \underbrace{\frac{dN(i)}{d\lambda^i}}_{=s^i - \max s} \frac{d\lambda^i}{d\lambda} + \text{Konst}_l (\max s - s^{i^*})^2 \left(\frac{d\lambda^{i^*}}{d\lambda} \right)^2 \\ &= \text{Konst}_l \left[-2 \int (\max s - s^i)^2 d\mu(i) \frac{d\lambda^i}{d\lambda} + (\max s - s^{i^*})^2 \left(\frac{d\lambda^{i^*}}{d\lambda} \right)^2 \right]. \end{aligned}$$

Auch hier ergeben sich die entsprechenden Ableitungen von K_l^N gleichermaßen, wenn $\int s d\mu(i, s)$ statt s^i und entsprechend $s^{i*} = \int s d\mu(i, s)$ eingesetzt wird. D.h. für $x = N$ ergibt sich:

$$\begin{aligned} \frac{d^2 K_l^N}{d\lambda^2} &= \text{Konst}_l \left[-2(\max s - \int s)^2 \underbrace{\frac{d\lambda^i}{d\lambda}}_{=1} + (\max s - \int s)^2 \underbrace{\left(\frac{d\lambda^{i*}}{d\lambda}\right)^2}_{=1} \right] \\ &= \text{Konst}_l \left[-(\max s - \int s)^2 \right] \end{aligned}$$

Daher ist $\frac{d^2 K_l^L}{d\lambda^2} > \frac{d^2 K_l^N}{d\lambda^2}$ an der Stelle $\lambda = 0$ äquivalent zu

$$-2 \int (\max s - s^i)^2 \frac{d\lambda^i}{d\lambda} + (s^{i*} - \max s)^2 \left(\frac{d\lambda^{i*}}{d\lambda} \right)^2 > -(\int s - \max s)^2.$$

Dass diese Beziehung sowohl für die DS-Regel als auch für die alternative Updating-Prozedur gilt, soll im Folgenden gezeigt werden.

(d)

Zunächst soll die Regel $\lambda^i = \lambda$ betrachtet werden. Hier gilt $\frac{d\lambda^i}{d\lambda} = 1$ und $s^{i*} = \min s^i$.

Daher muss gezeigt werden, dass

$$\Delta 1 := \left(\int d^i \right)^2 - 2 \int (d^i)^2 + (d^{i*})^2 = \left(\sum_i \mu(i) d^i \right)^2 - 2 \sum_i \mu(i) (d^i)^2 + (d^{i*})^2 > 0$$

gilt, wobei $d^i = \max s - s^i$ and $i^* = \arg \max_i d^i$. Zur Vereinfachung der Notation sei ohne Einschränkung $d^1 \geq d^2 \geq \dots$, d.h. $i^* = 1$. Definiert man $\pi(2) = \mu(1) + \mu(2)$ und $\pi(i) = \mu(i)$ für $i \geq 3$, so ergibt sich nach einigen einfachen Umformungen:

$$\begin{aligned} \Delta 1 &= \left(\sum_i \mu(i) d^i \right)^2 - 2 \sum_i \mu(i) (d^i)^2 + (d^1)^2 \\ &= \left(\sum_{i \geq 2} \pi(i) d^i \right)^2 - 2 \sum_{i \geq 2} \pi(i) (d^i)^2 + (d^2)^2 \\ &\quad + \underbrace{[d^1 - d^2][(d^1 + d^2)(1 - 2\mu(1) + \mu(1)^2) + 2\mu(1) \sum_{i \geq 2} \mu(i) d^i]}_{\geq 0} \\ &\geq \left(\sum_{i \geq 2} \pi(i) d^i \right)^2 - 2 \sum_{i \geq 2} \pi(i) (d^i)^2 + (d^2)^2 \end{aligned}$$

mit strikter Ungleichung, falls $d^1 > d^2$. Wiederholte Anwendung der gleichen Prozedur ergibt $\Delta 1 \geq 0$. Somit ist $\frac{d^2 K_l^L}{d\lambda^2} > \frac{d^2 K_l^N}{d\lambda^2}$, sofern nicht alle d^i (und somit die s^i) übereinstimmen. Daraus folgt dann letztlich, dass für kleine λ gilt, dass $K_l^L > K_l^N$, und

somit das Emissionsniveau ohne Lernen größer ist als das unter Berücksichtigung der Lernmöglichkeiten.

(e)

Für die Dempster-Shafer Regel ergibt sich an der Stelle $\lambda = 0$: $\frac{d\lambda^i}{d\lambda} = \frac{\mu(i)}{1-\lambda+\lambda\mu(i)} + \frac{\lambda\mu(i)}{(1-\lambda+\lambda\mu(i))^2}(1-\mu(i)) = \mu(i)$ und somit für kleine λ $i^* = \arg \min_i \frac{dN(i)}{d\lambda} |_{\lambda=0} = \arg \min_i \mu(i)(s^i - \max s) = \arg \max_i \mu(i)d^i$. Es ist also zu zeigen, dass

$$\Delta 2 = \left(\int d^i \right)^2 - 2 \int \mu(i)(d^i)^2 + \mu(i^*)^2(d^{i^*})^2 > 0$$

gilt. Ohne Einschränkung sei hierfür angenommen, dass $\mu(1)d^1 \geq \mu(i)d^i$ für alle i .

Dann folgt

$$\begin{aligned} \Delta 2 &= \left(\sum \mu(i)d^i \right)^2 - 2 \sum (\mu(i)d^i)^2 + (\mu(1)d^1)^2 \\ &= (\mu(1)d^1)^2 + 2\mu(1)d^1 \sum_{i \geq 2} \mu(i)d^i + 2 \sum_{2 \leq i < j} \mu(i)d^i \mu(j)d^j \\ &\quad + \sum_{i \geq 2} (\mu(i)d^i)^2 - 2 \sum_{i \geq 2} (\mu(i)d^i)^2 + (\mu(1)d^1)^2 \\ &= 2\mu(1)d^1 \sum_{i \geq 2} \mu(i)d^i + 2 \sum_{2 \leq i < j} \mu(i)d^i \mu(j)d^j - \sum_{i \geq 2} (\mu(i)d^i)^2 \\ &= \sum_{i \geq 2} \mu(i)d^i \underbrace{[2\mu(1)d^1 - \mu(i)d^i]}_{\geq 0} + 2 \sum_{2 \leq i < j} \mu(i)d^i \mu(j)d^j \\ &\geq 0. \end{aligned}$$

Somit gilt auch für die DS-Regel $\frac{d^2 K_i^L}{d\lambda^2} > \frac{d^2 K_i^N}{d\lambda^2}$, sofern zwei Signale $i \neq j$ existieren mit $\mu(i)d^i > 0$ und $\mu(j)d^j > 0$. Auch für diese Aktualisierungsregel folgt $K_i^L > K_i^N$ für kleine λ . Somit übersteigen die Emissionen im Fall "N" die im "L"-Fall. Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.7:

Um die Relation der Emissionsniveaus e_1^L und e_1^N mit dem Wert des Lernens in Beziehung zu setzen, sollen zunächst im Schritt (i) die konkreten Emissionsniveaus für den Spezialfall der quadratischen Emissionen abgeleitet werden. Danach wird im Schritt (ii) der Nutzen im Fall "L" und "N" berechnet und verglichen.

Schritt (i)

Zunächst folgt aus (4.35) und (4.36) für $b_{11} = b_{12} = b_{21} = 0$, dass:

$$k_1(n, s) = \frac{a_{22}a_{21}b_{22}s + a_{21}(b_{22}n)^2}{(a_{22} + b_{22}n)^2} = \frac{a_{21}}{a_{22}}k_2(n, s),$$

und somit auch $K_1^x = \frac{a_{21}}{a_{22}}K_2^x =: a_{21}K^x$ ($x = l, N$) folgt. Daher ist auch

$$e_1^x = \frac{a_{11}a_{21} - a_{21}^2K^x}{a_{12}a_{21} + a_{22}a_{21}K^x}$$

und somit $e_1^L > (<)e_1^N$, genau dann wenn $K^L < (>)K^N$ gilt.

Schritt (ii)

Der Vergleich der Emissionsniveaus lässt sich also auf einen Vergleich der K^N und K^L reduzieren. Gleiches soll nun für den Vergleich der erreichbaren Nutzen gezeigt werden. Nun gilt für den Nutzen $U = V^1(e_1) + V^2(e_2) - D(e_1 + e_2, s)$. Für die hier untersuchten linearen Grenzkostenstrukturen ergibt sich bis auf jeweilig entstehende Integrationskonstanten:

$$\begin{aligned} V^1(e_1) &= a_{11}e_1 - \frac{a_{12}}{2}(e_1)^2 = \frac{a_{11}^2}{2a_{12}} - \frac{(a_{11} - a_{12}e_1)^2}{2a_{12}} \\ e_2^x(e_1, i) &= \frac{a_{21} - b_{22}N(i)e_1}{a_{22} + b_{22}N(i)} \\ e_1 + e_2^x(e_1, i) &= \frac{a_{21} + a_{22}e_1}{a_{22} + b_{22}N(i)} \\ V^2(e_2^x(e_1, i)) &= a_{21}e_2^x(e_1, i) - \frac{a_{22}}{2}(e_2^x(e_1, i))^2 = \frac{a_{21}^2}{2a_{22}} - \frac{(b_{22}N(i))^2(a_{21} + a_{22}e_1)^2}{2a_{22}(a_{22} + b_{22}N(i))^2}. \end{aligned}$$

Daher gilt für den ex ante Nutzen ($e_1 = e_1^x$) bis auf eine (Integrations)Konstante:

$$\begin{aligned} \int U d\nu &= V^1(e_1) + \lambda^S \int V^2(e_2(e_1, i)) - D(e_1 + e_2(e_1, i), s) d\mu(i) \\ &\quad + (1 - \lambda^S)[V^2(e_2(e_1, i^*)) - D(e_1 + e_2(e_1, i^*), \max s)] \\ &= -\frac{(a_{11} - a_{12}e_1)^2}{2a_{12}} - \frac{(a_{21} + a_{22}e_1)^2}{2a_{22}} \left[\lambda^S \int \frac{(b_{22}N(i))^2 + sb_{22}a_{22}}{(a_{22} + b_{22}N(i))^2} d\mu(i) \right. \\ &\quad \left. + (1 - \lambda^S) \frac{(b_{22}N(i^*))^2 + \max sb_{22}a_{22}}{(a_{22} + b_{22}N(i^*))^2} \right] \\ &= -\frac{(a_{11} - a_{12}e_1)^2}{2a_{12}} - \frac{(a_{21} + a_{22}e_1)^2}{2a_{22}} K^x \\ &= \underbrace{-\frac{(a_{12}a_{21} + a_{11}a_{22})^2 K^x}{2a_{12}a_{22}(a_{12} + a_{22}K^x)}}_{=: \text{RS}} \end{aligned}$$

wobei Konst unabhängig von x ist und als Integrationskonstante interpretiert werden kann, da Annahme 4.1 nur die Grenznutzen bestimmt. Leitet man die rechte Seite (RS)

der letzten Gleichung nach K^x ab, so folgt

$$\begin{aligned} \frac{dRS}{dK^x} &= -\frac{(a_{12}a_{21} + a_{11}a_{22})^2 (a_{12} + a_{22}K^x) - a_{22}K^x}{2a_{12}a_{22} (a_{12} + a_{22}K^x)^2} \\ &= -\frac{(a_{12}a_{21} + a_{11}a_{22})^2}{2a_{22}(a_{12} + a_{22}K^x)^2} \\ &< 0. \end{aligned}$$

Somit folgt, dass $\int U d\nu$ in K^x fällt, also der Wert des Lernens positiv ist, genau dann wenn $K^L < K^N$.

Da im ersten Schritt hergeleitet wurde, dass $e_1^L > e_1^N$ genau dann gilt, wenn $K^L < K^N$ ist, ist genau dann auch der Wert des Lernens positiv. Umgekehrt gilt $e_1^L < e_1^N$ genau dann, wenn der Wert des Lernens negativ ist. Q.E.D.

Beweis von Proposition 4.8:

Für die Emissionen bei Informationssystem q folgt mit (4.37): $e_1 = \frac{a_{11} - K_1^q}{a_{12} + K_2^q}$. Da nach Annahme $\mu(i) = \mu(i, s^i)$ gilt, folgt mit (4.38) und (4.39) für $l = 1, 2$:

$$K_l^q = \lambda^S \int k_l(N^q(i), s^i) d\mu(i) + (1 - \lambda^S) k_l(N^q(i^*), \max_{s \in S_q^{i^*}} s)$$

wobei $N^q(i) = \lambda^i s^i + (1 - \lambda^i) \max_{s \in S_q^i} s$ und $i^* = \arg \min_i U(e_1, e_{2q}^L(e_1, i), \max_{s \in S_q^i} s) = \arg \max_i k_l(N^q(i), \max_{s \in S_q^i} s)$.

Um zu beweisen, dass e_1 mit der Qualität q des Informationssystems steigt, reicht es somit zu zeigen, dass sowohl $k_l(N^q(i), s^i)$ also auch $k_l(N^q(i), \max_{s \in S_q^i} s)$ in q sinken.

Nun gilt jedoch für $q' > q$, dass $N^{q'}(i) \leq N^q(i)$ und daher mit (4.40) bzw. (4.41) $k_l(N^{q'}(i), s^i) \leq k_l(N^q(i), s^i)$.

Der gleiche Zusammenhang soll nun noch für den Term $k_l(N^q(i), \max_{s \in S_q^i} s)$ gezeigt werden. Man betrachte dazu $k_l(N^q(i), \max_{s \in S_q^i} s) = k_l(\lambda^i s^i + (1 - \lambda^i) \max_{s \in S_q^i} s, \max_{s \in S_q^i} s)$ in Abhängigkeit von q , d.h. als Funktion in $\max_{s \in S_q^i} s$. Zu zeigen ist, dass mit steigendem q , d.h. mit fallendem $\max_{s \in S_q^i} s$, diese Funktion fällt. Die Ableitung von $k_l(N^q(i), \max_{s \in S_q^i} s)$ nach $\max_{s \in S_q^i} s$ muss also positiv sein. Für diese Ableitung ergibt unter Berücksichti-

gung von (4.40) - (4.43):

$$\begin{aligned}
\frac{dk_l(\cdot)}{d \max_{s \in S_q^i} s} &= (1 - \lambda^i) \frac{\partial k_l}{\partial n} + \frac{\partial k_l}{\partial s} \\
&= \text{Konst}_l \left[(1 - \lambda^i) \underbrace{(N^q(i) - \max_{s \in S_q^i} s)}_{=\lambda^i(s^i - \max_{s \in S_q^i} s)} + \frac{a_{22} + b_{21} + b_{22}N^q(i)}{2b_{22}} \right] \\
&= \frac{\text{Konst}_l}{2b_{22}} [2b_{22}(1 - \lambda^i)\lambda^i(s^i - \max_{s \in S_q^i} s) + a_{22} + b_{21} + b_{22}N^q(i)] .
\end{aligned}$$

Diese Ableitung ist größer Null genau dann, wenn

$$\begin{aligned}
2b_{22}(1 - \lambda^i)\lambda^i(s^i - \max_{s \in S_q^i} s) + a_{22} + b_{21} + b_{22} \underbrace{N^q(i)}_{=\lambda^i s^i + (1 - \lambda^i) \max_{s \in S_q^i} s} &> 0 \\
\Leftrightarrow s^i [2b_{22}(1 - \lambda^i)\lambda^i + b_{22}\lambda^i] + a_{22} + b_{21} &> [\max_{s \in S_q^i} s] b_{22}(1 - \lambda^i) [2\lambda^i - 1] .
\end{aligned}$$

Da hierbei die linke Seite größer Null ist, ist die Ungleichung erfüllt, wenn die rechte Seite kleiner Null ist. Dies ist für $\lambda^i < \frac{1}{2}$ der Fall. Es verbleibt der Fall $\lambda^i > \frac{1}{2}$. Für diesen gilt, da $(1 - \lambda^i)[2\lambda^i - 1] \leq 1/8$:

$$\begin{aligned}
\frac{s^i [2b_{22}(1 - \lambda^i)\lambda^i + b_{22}\lambda^i] + a_{22} + b_{21}}{b_{22}(1 - \lambda^i)[2\lambda^i - 1]} &\geq \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}(1 - \lambda^i)[2\lambda^i - 1]} \\
&\geq 8 \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}} .
\end{aligned}$$

Um den Beweis abzuschließen, genügt es also zu zeigen, dass $\max_{s \in S_q^i} s < 8 \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}}$ ist.

Nun beachte man die Bedingungen für innere Lösungen (4.31):

$$s < \bar{s} = \min_l \left\{ \frac{(a_{11} - b_{11})(a_{l'2} + b_{21}) - b_{21}(a_{l'1} - b_{11})}{b_{12}(a_{l'2} + b_{21}) + b_{22}(a_{l'1} - b_{11})} \right\} .$$

Es gilt also einerseits:

$$\begin{aligned}
\bar{s} &\leq \frac{(a_{11} - b_{11})(a_{22} + b_{21}) - b_{21}(a_{21} - b_{11})}{\underbrace{b_{12}(a_{22} + b_{21}) + b_{22}(a_{21} - b_{11})}_{\geq 0}} \\
&\leq \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}} \underbrace{\frac{a_{11} - b_{11}}{a_{21} - b_{11}}}_{=: T_1} - \frac{b_{21}}{b_{22}} \\
&\leq \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}} T_1 ,
\end{aligned}$$

und andererseits

$$\begin{aligned}
\bar{s} &\leq \frac{(a_{21} - b_{11})(a_{12} + b_{21}) - b_{21}(a_{11} - b_{11})}{\underbrace{b_{12}(a_{12} + b_{21}) + b_{22}(a_{11} - b_{11})}_{\geq 0}} \\
&\leq \frac{(a_{21} - b_{11})(a_{12} + b_{21})}{b_{22}(a_{11} - b_{11})} - \frac{b_{21}}{b_{22}} \\
&\leq \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}} \underbrace{\frac{(a_{21} - b_{11})(a_{12} + b_{21})}{(a_{22} + b_{21})(a_{11} - b_{11})}}_{=: T_2} - \frac{b_{21}}{b_{22}} \\
&\leq \frac{a_{22} + b_{21}}{b_{22}} T_2 .
\end{aligned}$$

Nun gilt jedoch laut Voraussetzung der Proposition, dass $\min\{T_1; T_2\} \leq 8$ und daher auch $\max_{s \in S_q^i} s \leq \bar{s} \leq \frac{8a_{22} + b_{21}}{b_{22}}$. Daher folgt, dass $k_l(N^q(i), \max_{s \in S_q^i} s)$ mit $\max_{s \in S_q^i} s$ steigt, mit zunehmender Qualität q des Informationssystems also sinkt. Damit resultiert, wie oben erläutert wurde, ein Anstieg der optimalen Emissionsniveaus für höhere q . Q.E.D.

Teil II

Optimale Wahl umweltpolitischer Instrumente unter Restriktionen

Im Teil I dieser Arbeit wurden die Auswirkungen von Unsicherheit auf umweltpolitische Entscheidungen untersucht. Es wurde diskutiert, wie die Entscheidungen angesichts ihrer unsicheren Konsequenzen von der Wahl eines bestimmten Wohlfahrtsmaßes bzw. von der Wahl des Entscheidungskriteriums und der Möglichkeit des Lernens abhängen. Dabei wurde im Rahmen einer partialanalytischen Betrachtung davon ausgegangen, dass der Nutzen eines repräsentativen Individuums allein vom gewählten Emissionsniveau und der Ausprägung des Naturzustandes abhängt. Die Entscheidung betraf direkt das Emissionsniveau. In der Realität muss neben der Entscheidung über die Umweltqualität jedoch auch die Frage nach geeigneten politischen Instrumenten zu ihrer Implementation beantwortet werden. Das Erreichen einer im Sinne des Pareto-Kriteriums effizienten Allokation, das heißt insbesondere eines "optimalen" Nutzenniveaus, wird somit nicht nur durch informationelle Hindernisse, sondern auch durch mögliche Einschränkungen bei der Verwendung politischer Instrumente determiniert. Selbst wenn keinerlei Unsicherheit vorliegt, können solche Beschränkungen das Erreichen einer Pareto-effizienten Allokation gefährden.

Im Teil II dieser Arbeit soll daher vom Idealfall perfekter Informiertheit ausgegangen werden. Es werden ausschließlich Restriktionen bei der Instrumentenwahl betrachtet.

Über die Unterstellung von Sicherheit bezüglich der ökonomischen Größen hinaus, weichen die folgenden zwei Kapitel konzeptionell in weiteren Punkten vom Teil I dieser Arbeit ab. Während bisher der Konsum und die Produktion anderer nutzenstiftender Güter aus der Analyse vollkommen ausgeblendet wurden, werden im Folgenden die Technologien der Firmen sowie die Präferenzen der Haushalte detaillierter modelliert. Insbesondere wird die bisherige rein partialanalytische Sichtweise aufgegeben.²⁰ Damit sind einerseits interpersonelle Nutzenvergleiche nicht mehr ohne weiteres möglich, andererseits beeinflusst auch das Einkommen eines Haushaltes dessen marginale Wertschätzung der einzelnen Güter. Der regulierenden Behörde wird perfekte Kenntnis sowohl der Technologie als auch der Präferenzen unterstellt.

²⁰Eine solche Partialanalyse – insbesondere mit quasilinearen Präferenzen der Haushalte – ist nur dann ohne weiteres gerechtfertigt, wenn der Anteil der untersuchten Güter an der Gesamtwirtschaft (bzw. am Konsum eines Haushaltes) klein ist. In der Realität treten allerdings häufig Emissionen (z.B. CO₂) bei der Produktion verschiedenster Güter auf.

Innerhalb eines solchen allgemeinen Gleichgewichtsrahmens wird die Regulierung externer Effekte – wie sie zum Beispiel durch produktionsbedingte Emissionen eines Schadstoffes entstehen können²¹ – betrachtet. Das Ziel ist es, durch geeignete politische Instrumente die externen Effekte zu internalisieren und eine Pareto-effiziente Allokation zu erreichen. Grundsätzlich kann diese Internalisierung durch einen Eingriff in den Marktmechanismus geschehen, da nach dem zweiten Hauptsatz der Wohlfahrtsökonomik unter bestimmten Bedingungen jede Pareto-effiziente Allokation durch ein Marktgleichgewicht gestützt werden kann. Wesentliche Voraussetzungen sind allerdings, dass die betrachteten Märkte kompetitiv sind, auch für Emissionen der “richtige” (Schatten)Preis gezahlt werden muss und eine passende Einkommensumverteilung zwischen den Haushalten stattfindet.

Durch umweltpolitische Instrumente kann nun der Preis für Emissionen direkt (wie bei Emissionssteuern) oder indirekt (wie durch Ausgabe von Emissionsrechten) gesteuert werden. Eine Grundvoraussetzung der Effizienz ist jedoch, dass sich alle Firmen dem gleichen (Schatten)Preis für Emissionen gegenübersehen. Dies ist bei Emissionssteuern erfüllt. Auch bei handelbaren Emissionszertifikaten wird sich ein einheitlicher Marktpreis ergeben. Jedoch können nichthandelbare Emissionsrechte oder Emissionsstandards in der Regel nicht zu einer effizienten Allokation führen, da durch sie die Grenzvermeidungskosten der Firmen nicht ausgeglichen werden. Sowohl durch die Höhe der Emissionssteuer als auch durch die Menge der handelbaren Verschmutzungsrechte (Zertifikate) können also über einen Preismechanismus die Emissionen der Firmen gesteuert werden. Die anderen beiden Voraussetzungen für die Implementation einer effizienten Allokation über einen Marktmechanismus, die Kompetitivität der Märkte wie auch die Möglichkeit von Einkommensumverteilungen, sind dagegen nicht direkt durch umweltpolitische Instrumente erreichbar.

In den folgenden Kapiteln werden Politikentscheidungen in einem Rahmen untersucht, der ausschließlich die Wahl der Höhe des umweltpolitischen Instrumentes erlaubt. In Kapitel 5 wird die Erreichbarkeit von Effizienz analysiert, wenn Beschränkungen

²¹Im Folgenden wird dabei ausschließlich ein bei der Produktion entstehender homogener Schadstoff betrachtet, das heißt der Ort der Emission ist für die Wirkung irrelevant und es geht nur das über alle Firmen aggregierte Emissionsniveau in den Nutzen der Haushalte ein.

bezüglich der Durchsetzbarkeit von Einkommensumverteilungen bestehen. Dabei wird sich zeigen, dass trotz einer solchen Einschränkung das Ziel der Pareto-Effizienz sowohl bei Verwendung eines Steuer- als auch eines Zertifikateregimes nicht aufgegeben werden muss.²² In Kapitel 6 wird dann die Regulierung mittels Emissionssteuern angesichts monopolistischen Wettbewerbs auf den Gütermärkten untersucht.²³ Insbesondere wird gezeigt, dass – abweichend von der Standardform der Pigou-Regel “Steuer gleich Grenzscha-

den” – wie im reinen Monopolfall eine Emissionssteuer erhoben werden sollte, die geringer ist als der Grenzscha-

den aus den Emissionen. Das Ziel der Pareto-Effizienz ist bei monopolistischem Wettbewerb im Allgemeinen nicht erreichbar.

²²Dieses Kapitel beruht dabei in den Grundzügen auf dem Papier von Lange und Requate (2000).

²³Kapitel 6 basiert in Teilen auf Lange und Requate (1999).

Kapitel 5

Umweltpolitik bei fixierter Rückerstattungsregel

In Anbetracht externer Effekte wie zum Beispiel der Verschmutzung aufgrund von Konsum oder Produktion können marktkonforme umweltpolitische Instrumente wie Emissionssteuern oder handelbare Zertifikate hilfreich sein, diese zu internalisieren. Sofern keine weiteren Verzerrungen der Marktstruktur vorliegen, verlangt die Pigou'sche Steuerregel, dass der Preis für die Emissionen dem durch diese bedingten sozialen Grenzscha- den entsprechen muss. Umweltsteuern erzeugen nun jedoch ein bestimmtes Steueraufkommen, das in irgendeiner Form verwendet werden muss. In einem idealisierten Fall, in dem keine verzerrenden Steuern vorliegen, muss das Steueraufkommen direkt an die Haushalte (oder indirekt an die Firmen) zurückerstattet werden. Gleiches gilt für auktionierte Zertifikate. Auch hier müsste das Aufkommen zurückerstattet werden. Je nach Rückerstattungsregel können also unterschiedliche Verteilungs- bzw. Einkommenseffekte auftreten. Man beachte, dass im Fall kostenlos ausgegebener Zertifikate – man spricht hier von "grandfathering" – zwar kein Aufkommen erwirtschaftet wird, jedoch die Ausgaberegul, d.h. welche Firma wie viele Zertifikate zugeteilt bekommt, auch eine Verteilungswirkung hat.

In einem partialanalytischen Rahmen haben diese Verteilungsmechanismen keine Auswirkungen auf die Effizienz einer Allokation. In einer Partialanalyse, insbesondere bei

Annahme quasilinearer Präferenzen, hat das Einkommen von Individuen keinen Einfluss auf die Nachfrage nach Gütern. Die Art der Rückerstattung des Aufkommens aus der Umweltsteuer oder dem Verkauf der Zertifikate bzw. die Art und Weise des “grandfathering” haben also keinen Einfluss auf die Allokation der betrachteten Güter und die durch die gewählte Höhe des umweltpolitischen Instrumentes erreichte Umweltqualität. Effizienz und damit der optimale Steuersatz bzw. die optimale Menge an Zertifikaten sind unabhängig vom Verteilungsmechanismus. Nun ist jedoch Partialanalyse nur dann akzeptabel, wenn die Haushalte nur einen Bruchteil ihres Einkommens für die betrachteten Güter ausgeben.¹

Bestimmte umweltpolitische Maßnahmen wie zum Beispiel eine Besteuerung des Energieverbrauchs oder von CO₂-Emissionen betreffen allerdings einen Großteil der volkswirtschaftlichen Aktivitäten. Für eine Analyse solcher Maßnahmen ist daher eine allgemeine Gleichgewichtsanalyse angebracht. Hier jedoch haben Einkommensumverteilungen im Allgemeinen einen Einfluss auf die resultierende Allokation. Eine Umverteilung von Einkommen von Person A zu Person B kann die Nachfrage nach den Konsumgütern, insbesondere auch die nach Umweltqualität verändern. Effizienz und Verteilung können daher nicht mehr unabhängig voneinander analysiert werden. Im Allgemeinen existiert eine große Anzahl, zumeist ein Kontinuum effizienter Allokationen, die jeweils mit unterschiedlichen “optimalen” Emissionsniveaus und einer unterschiedlichen Höhe des sozialen Grenzschadens verbunden sind.² Um eine bestimmte effiziente Allokation zu implementieren, ist daher neben der Festsetzung der Emissionssteuer auf dem Pigou-Niveau bzw. der Ausgabe einer bestimmten Anzahl von Zertifikaten auch eine bestimmte Einkommensumverteilung notwendig.

Nun folgt jedoch aus dem zweiten Hauptsatz der Wohlfahrtsökonomik, dass unter Standardannahmen jede Pareto-effiziente Allokation durch eine Kombination einer Pigou-Steuer (oder mehrerer, sofern verschiedene Schadstoffe auftreten) und passende lumpsum Transfers zur Einkommensumverteilung zwischen den Haushalten als Walrasianisches Gleichgewicht implementiert werden kann.³ Analoges gilt für die Ausgabe von

¹Für eine Diskussion der Partialanalyse siehe Mas Colell et al. (1995:354-56).

²Der soziale Grenzschaden wird hier im Allgemeinen mit einer Lindahl- Samuelson-Bedingung bestimmt. Es sei auf die Definition weiter unten verwiesen.

³Man vergleiche mit Mäler (1974), Kapitel 2.7, Theorem auf Seite 43, und mit Baumol und Oates

Emissionszertifikaten. In der Realität wird die simultane Suche nach Umweltsteuer (Zertifikatmenge) und passender Umverteilung jedoch sehr schwierig sein. Die Entscheidungen über die Höhe der Steuer und die Verteilungsregel werden daher oft voneinander abgekoppelt. Probleme könnten zusätzlich bei der politischen Umsetzung der erforderlichen Transfers bestehen. In der Regel wird nur eine bestimmte Menge an Umverteilungsregeln politisch zulässig sein. Ein kurzer Überblick über bestehende und in der ökonomischen Literatur untersuchte Umweltsteuersysteme soll dies verdeutlichen.

Das Aufkommen aus Emissionssteuern wird in einigen Ländern einfach dem Staatsbudget zugeschlagen, in anderen an bestimmte Verwendungszwecke gebunden ("ear-marking"). So gehen SO₂ Steuern in Schweden und Norwegen, CO₂ Steuern in Schweden, Norwegen und Finnland in das Globalbudget ein. In Frankreich dagegen wird das Aufkommen aus NO_x und SO₂ Steuern zur Subvention von Vermeidungstechnologien verwendet. In Dänemark werden SO₂ und CO₂ Steuern zur Senkung der Sozialabgaben der Firmen verwendet.⁴ Ähnliches gilt für die Umsetzung der Umweltsteuerreform in Deutschland. Dort dient das Steueraufkommen der Senkung der Arbeitgeber- und Arbeitnehmerbeiträge zur Rentenversicherung. Die Rückerstattung der SO₂ Steuern in Japan ähnelt dagegen einer lump-sum Rückerstattung an Haushalte. Konsumenten, die von Gesundheitsschäden durch Luftverschmutzung betroffen sind, erhalten eine ex post Kompensationszahlung (Cansier und Krumm 1997:61). Auch in der Schweiz wurde im CO₂-Gesetz⁵ eine spezifische Verwendungsregel für das Steueraufkommen verankert. Das Aufkommen aus dem Haushaltssektor wird "gleichmäßig an alle natürlichen Personen verteilt" (Art.10, Abs.3). Der Anteil aus dem Unternehmenssektor wird entsprechend der abgerechneten Lohnzahlungen aufgeteilt und zurückerstattet. Damit entspricht die Rückerstattungsregel zumindest für den Haushaltssektor der oben angesprochenen lump-sum Regel. Man beachte, dass die Regel der gleichmäßigen Rückerstattung an die Haushalte unabhängig von der Höhe des Steuersatzes ist. Nach Artikel 5-7 des Schweizer CO₂-Gesetzes ist für den Steuersatz, nicht aber für die Art und Weise der Rückerstattung eine Anpassung im Hinblick auf das Emissionsziel möglich. Das Beispiel der Schweizerischen CO₂- Abgabe verdeutlicht die Regel, dass für ein fixiertes

(1988:36- 45).

⁴Man vergleiche mit den Ausführungen in Cansier und Krumm (1997).

⁵Bundesgesetz über die Reduktion der CO₂-Emissionen vom 8.Oktober 1999.

Rückerstattungsschema die Umweltsteuer variiert wird, um das umweltpolitische Ziel zu erreichen.

Auch in diversen Simulationsstudien und Vorschlägen zu Umweltsteuerreformen findet sich eine solche Fixierung auf bestimmte lump-sum Rückerstattungsregeln. So analysieren Bovenberg und Goulder (1996) die Effekte sowohl einer Senkung der Einkommenssteuern als auch einer direkten Rückerstattung an die Haushalte. Proost und Regemorter (1995) vergleichen die lump-sum Rückerstattung mit einer Senkung der Sozialversicherungsbeiträge. Interessanterweise kommen sie zu dem Ergebnis, dass das lump-sum System weniger Verzerrungen impliziert. Auch Kemfert und Welsch (1998) untersuchen lump-sum Rückerstattungsregeln im Rahmen einer europäischen CO₂- Steuerreform. Letztlich finden sich diverse lump-sum Transfersysteme auch in Vorschlägen des *Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung* (DIW) Berlin, des *Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung* (RWI) Essen, und des *Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung* (IER) in Stuttgart.⁶

In diesem Kapitel wird nun die Frage gestellt, ob ein solches Festlegen auf eine bestimmte Rückerstattungsregel, mit dem (zugegebenermaßen recht theoretischen) Ziel einer effizienten Allokation zu vereinbaren ist. Mit anderen Worten, es wird untersucht, ob für ein beliebiges fixiertes Rückerstattungssystem ein Umweltsteuersatz bzw. eine Menge an Zertifikaten existieren, die zu einer Pareto-effizienten Allokation führen. Um Ineffizienzen aufgrund verzerrender Rückerstattung auszuschließen, werden ausschließlich lump-sum Transfers betrachtet. Außerdem soll von der möglichen Existenz anderer Verzerrungen in der Marktstruktur abstrahiert werden. Die einzige Ineffizienz entsteht daher aufgrund der nichtoptimalen Umweltqualität. Es wird bewiesen, dass für jede Steuerrückerstattungsregel, bei der der Transfer an einen Haushalt stetig im Gesamteueraufkommen ist, ein Steuersatz existiert, der eine effiziente Allokation als Gleichgewicht stützt. Diese Existenz einer Pareto-effizienten Allokation wird dann auch für ein System handelbarer Zertifikate gezeigt. Dieses Resultat gewährleistet somit, dass

⁶Das DIW und das RWI schlugen vor, ein Drittel des Steueraufkommens gleichmäßig an die Haushalte zurückzuerstatten. In der Studie des IER werden verschiedene Rückerstattungssysteme verglichen. Für einen Überblick vergleiche man mit Böhringer et al. (1997),(1998) und DIW (1995:72-74,124).

trotz einer Festlegung auf eine bestimmte Verteilungsregel, das Ziel der Pareto-Effizienz nicht aufgegeben werden muss. Es ist somit möglich, den optimalen Steuersatz bzw. die optimale Menge an Emissionszertifikaten mit Hilfe einer *trial and error* Methode zu finden, ohne jeweils das Rückerstattungssystem zu überdenken.⁷ Bevor die Existenz gezeigt wird, sollen im Folgenden zunächst das Grundmodell vorgestellt und die Begriffe des Gleichgewichts und einer Pareto- effizienten Allokation geklärt werden.

5.1 Ein einfaches Modell

Betrachtet wird eine Ökonomie, in der H Haushalte (Konsumenten) und eine Firma agieren.⁸ Die Aktivitäten der Firma generieren einen externen Effekt, der hier als verschmutzende Emissionen interpretiert wird. Die Emissionen unterliegen einer Besteuerung.⁹ Der Nutzen der Haushalte hänge ab vom Konsum von L Konsumgütern und dem Emissionsniveau e . Es wird unterstellt, dass jeder Haushalt durch stetige neoklassische Präferenzen charakterisiert ist. D.h. die Präferenz ist strikt monoton steigend im Konsum der Güter, strikt fallend in den Emissionen und streng konvex. Sie kann durch eine stetige (strikt quasikonkave) Nutzenfunktion $U^h(x^h, e)$, $h = 1, \dots, H$ repräsentiert werden. Unterstellt wird eine zweifache stetige Differenzierbarkeit im Inneren der Konsummenge. Somit gilt $U_{x_l}^h := \frac{\partial U^h}{\partial x_l} > 0$, für $x^h \gg 0$, $l = 1, \dots, L$ sowie $U_e^h := \frac{\partial U^h}{\partial e} \leq 0$. Angenommen wird, dass für ein gegebenes Emissionsniveau die Indifferenzkurven sich an die Achsen asymptotisch annähern, d.h. $\frac{U_{x_l}^h}{U_{x_{l'}}^h} \rightarrow \infty$, für $x_l \rightarrow 0$, $x_{l'} > 0$.

⁷So müsste in der Regel die Steuer erhöht bzw. die Anzahl an Zertifikaten gesenkt werden, sofern die marginale Zahlungsbereitschaft für Umweltqualität über den Grenzvermeidungskosten liegt, und umgekehrt. Für die schwierige Bestimmung dieser Marginalgrößen könnte auf direkte und indirekte Methoden, wie zum Beispiel auf die der kontingenten Evaluierung oder die Reisekostenmethode, zurückgegriffen werden. Einen Überblick geben Hanley und Spash (1995).

⁸Die Betrachtung einer beliebigen (endlichen) Anzahl von Firmen würde die Resultate dieses Kapitels nicht beeinflussen, sofern der Nutzen der Haushalte nur von der Gesamtemissionsmenge abhängt, d.h. insbesondere der Produktionsstandort nicht die Wirksamkeit der Emissionen beeinflusst und damit ein einheitlicher Steuersatz zu einer effizienten Allokation führen kann.

⁹Das Modell wird zunächst ausschließlich für das Instrument der Emissionssteuer formuliert. Die Anwendung des herzuleitenden Existenzbeweises auf ein Zertifikateregime wird später als Analogieschluss erfolgen.

Die Haushalte besitzen eine Anfangsausstattung $\omega^h \in \mathbb{R}^L$ an Gütern. Es gelte $\sum_h \omega^h \gg 0$. Weiter halten die Haushalte Gewinnanteile $\theta^h \in [0, 1]$ an der Firma und erhalten eine Steuerrückerstattung in Höhe von $\kappa^h(T)$, die nur vom Gesamtsteueraufkommen T abhängt. Unterstellt wird die Stetigkeit von $\kappa^h(\cdot)$ in T und dass das gesamte Steueraufkommen an die Haushalte zurückerstattet wird, d.h. $\sum_h \kappa^h(T) = T$.¹⁰

Betrachtet wird zunächst die Konsumententscheidung eines Haushaltes h . Dieser nimmt das Preissystem $p \in \mathbb{R}_+^L$, das Emissionsniveau $e \in \mathbb{R}_+$, die Steuerrückerstattung $\kappa^h(T)$ und seinen Anteil am Gewinn der Firma $\theta^h \Pi$ als gegeben an. Ein Haushalt optimiert sein Konsumverhalten durch

$$\max_{x^h \in \mathbb{R}_+^L} U^h(x^h, e), \quad \text{so dass} \quad px^h \leq B^h = p\omega^h + \theta^h \Pi + \kappa^h(T).$$

Implizit unterstellt wird hierbei, dass jeder Haushalt nur ein geringes Gewicht in der Gesamtökonomie hat und somit die Entscheidungen der Firma weder durch sein Nachfrageverhalten noch durch direkten Einfluss aufgrund seines Firmenanteils θ^h beeinflussen kann.¹¹ Die strikte Quasi-Konkavität führt zu einer wohldefinierten Marshall'schen Nachfragefunktion für jeden Haushalt. Die mit den obigen Annahmen an U^h garantierte innere Lösung ist charakterisiert durch ein ausgeschöpftes Budget und die folgenden Bedingungen erster Ordnung:

$$\frac{U_{x_l}^h}{U_{x_{l'}}^h} = \frac{p_l}{p_{l'}}, \quad \text{für alle } l, l' = 1, \dots, L.$$

Aufgrund der strengen Monotonie der Präferenz folgt eine unendlich hohe Nachfrage für ein Gut dessen Preis Null ist. Man beachte, dass die Nachfragefunktion stetig in den Preisen p , den Emissionen e und dem Einkommen (Budget) B^h des Haushaltes ist.

¹⁰Diese Definition einer Rückerstattungsregel schließt insbesondere die bereits angesprochene gleichmäßige Aufteilung des Aufkommens unter den Haushalten ein. In diesem Fall wäre $\kappa^h(T) = \frac{T}{H}$. Eine alternative Möglichkeit wäre die Rückerstattung des Steueraufkommens lump-sum an die Firma. Diese Regel entspricht einer Rückerstattung direkt an die Haushalte gemäß ihrer Gewinnanteile und kann damit im gegebenen Modell implementiert werden durch $\kappa^h(T) = \theta^h T$. Auch negative Rückerstattungen an einzelne Haushalte werden nicht explizit ausgeschlossen, jedoch muss gewährleistet sein, dass kein negatives Nettoeinkommen auftritt.

¹¹Es wird damit auch angenommen, dass die Anzahl der Konsumenten, die aus möglicherweise idealistischen Gründen ihre Konsumententscheidungen wegen eines unterstellten Einflusses auf die Gesamtemissionen verändern, verschwindend gering ist.

Das Einkommen des Haushaltes hängt dabei von den Preisen der Anfangsausstattung, dem Profit der Firma und der Steuerrückerstattung ab. Da auch die Firmenentscheidungen durch die Preise p und den Steuersatz τ determiniert werden und – wie unten gezeigt wird – stetig von diesen abhängen, kann das Einkommen eines Haushalts als reduzierte stetige Funktion $x^h(p, \tau)$ geschrieben werden. Man beachte, dass an dieser Stelle die angenommene Stetigkeit der Steuerrückerstattungsregel eingeht. Ohne diese könnten kleine Veränderungen der Preise oder des Steuersatzes große Änderungen der Steuerrückerstattung und damit diskrete Änderungen des Nachfrageverhaltens implizieren.

Der Produktionssektor wird durch eine preisnehmende Firma und deren Produktionsmöglichkeitenmenge $Y \subset \mathbb{R}^L \times \mathbb{R}$ repräsentiert. Die Menge Y sei abgeschlossen und konvex, der effiziente Rand ist gegeben durch eine stetig differenzierbare Transformationsfunktion $F : \mathbb{R}^L \times \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{R}$, so dass $Y = \{(q, -e) \in \mathbb{R}^L \times \mathbb{R} \mid F(q, -e) \leq 0\}$. Angenommen wird $\text{grad } F = (F_q, F_{-e}) \gg 0$ und die strikte Konkavität der effizienten Grenze auf der Menge $\mathbb{R}^L \times \mathbb{R}_{++}$.¹² Weiterhin wird unterstellt, dass $0 \in Y$, $Y \cap \mathbb{R}_+^{L+1} = \{0\}$ und $\frac{F_{-e}}{F_{q_l}} \rightarrow \infty$ für $e \rightarrow 0$ für alle q .

Für einen gegebenen Preisvektor p und eine Emissionssteuer $\tau \in \mathbb{R}_+$ maximiert die Firma ihren Gewinn $\Pi(q, -e) = pq - \tau e$. Der gewinnmaximierende Produktionsplan liegt auf dem effizienten Rand, d.h. $F(q, -e) = 0$, und erfüllt die Bedingungen erster Ordnung

$$\frac{F_{q_l}}{F_{-e}} = \frac{p_l}{\tau}, \quad \text{für alle } l = 1, \dots, L.$$

Man erhält eine stetige Angebotsfunktion $(q(p, \tau), e(p, \tau))$, wobei unter den obigen Annahmen nichtnegative Profite für beliebige Preise p und Steuersätze τ gesichert sind. Unterstellt wird, dass aufgrund der endlichen Menge an Inputs auch das Emissionsniveau unter einer endlichen Schranke e_{max} liegt.

¹²Diese Annahme ist nicht notwendig für die Ergebnisse. Allerdings vereinfacht die durch sie garantierte Existenz eines eindeutigen gewinnmaximierenden Produktionsplanes die weitere Analyse.

5.2 Gleichgewicht und Pareto-Optimum

Betrachtet wird die oben beschriebene Ökonomie mit einer Emissionssteuer und einer bereits fixierten stetigen Rückerstattungsregel $(\kappa^h)_h$ für das Steueraufkommen mit $\sum_h \kappa^h(T) = T$. Das Preissystem sei normalisiert zu $\sum_l p_l = 1$, d.h. $p \in \Delta := \{p' \in [0, 1]^L \mid \sum_l p'_l = 1\}$. Für ein Emissionssteuerniveau τ ist ein Gleichgewicht $(p, q, e, (x^h)_h)$ gegeben, sofern die Bedingungen für ein Nutzen- und Gewinnmaximum erfüllt sind und zusätzlich alle Märkte geräumt sind, d.h. $\sum_h x^h - q - \omega = 0$, wobei $\omega = \sum_h \omega^h$.¹³

Unter den gegebenen Annahmen ist die Existenz eines Gleichgewichts für ein beliebiges Steuerniveau τ garantiert. Dies folgt unmittelbar aus dem Standardexistenzergebnis (siehe z.B. Debreu 1959), da für jeden Steuersatz τ die Ökonomie den Standardanforderungen genügt. Die Eindeutigkeit des Gleichgewichts kann dagegen im Allgemeinen nicht garantiert werden. Man erhält also eine Korrespondenz, die jedem Steuersatz die zugehörige Menge an Gleichgewichten $(p, q, e, (x^h)_h)$ zuweist. Da Nachfrage- und Angebotsfunktionen stetig in p und τ sind, kann diese Korrespondenz eindeutig durch die zu einem Steuersatz τ gehörigen Gleichgewichtspreissysteme beschrieben werden:

$$\tau \mapsto \text{TaxEq}(\tau) := \{(\tau, p) \mid p \text{ ist Gleichgewichtspreissystem zum Steuersatz } \tau\} \subset \mathbb{R}_+ \times \Delta. \quad (5.1)$$

Mit der Emissionssteuer als einzigem variablen Politikinstrument sind also Steuerniveaus gesucht, so dass ein zugehöriges Gleichgewicht zu einer Pareto-effizienten Allokation führt. Die Pareto-effizienten Allokationen werden durch die sogenannte Lindahl-Samuelson-Bedingung charakterisiert:

$$-\sum_h \frac{U_e^h}{U_{x_l}^h} = \frac{F_{-e}}{F_{q_l}} \quad \text{für alle } l = 1, \dots, L \quad (5.2)$$

bzw.

$$-\sum_h \frac{U_e^h}{U_{x_l}^h} \geq \frac{F_{-e}}{F_{q_l}} \quad \text{für alle } l = 1, \dots, L, \quad (5.3)$$

¹³Man beachte, dass die vollständige Rückerstattung des Steueraufkommens ($\sum_h \kappa^h(T) = T$) notwendig ist, um Markträumung zu erhalten: $0 = p(\sum_h x^h - \sum_h \omega^h - q) = \sum_h \kappa^h(T) + \sum_h \theta^h \Pi - pq = \sum_h \kappa^h(T) - T$.

sofern ein Nullemissionsniveau ($e = 0$) optimal sein sollte. Man beachte jedoch, dass für $e = 0$ die obigen Annahmen $\frac{F_e}{F_{q_l}} = \infty$ implizieren und somit aus Bedingung (5.3) für zumindest einen Haushalt h folgen würde, dass $-\frac{U_e^h}{U_{x_1}^h} = \infty$. Dieser Haushalt würde also jeglichen *trade-off* zwischen Konsum und Emissionen ablehnen. Dies erscheint als nicht besonders realistisch. Im Folgenden soll daher die folgende Annahme erfüllt sein:

Annahme 5.1 *Pareto-Effizienz sei nicht möglich für ein Emissionsniveau von Null, d.h. für jede Pareto-effiziente Allokation gilt die Bedingung (5.2).*

Somit muss zu jedem Steuersatz τ überprüft werden, ob in einem resultierenden Gleichgewicht die Bedingung (5.2) erfüllt ist. Unter Berücksichtigung der Bedingungen für ein Nutzen- und Gewinnmaximum kann diese äquivalent geschrieben werden als:

$$-\sum_h \frac{U_e^h}{U_{x_1}^h} p_1 = \tau, \quad (5.4)$$

wobei p ein Gleichgewichtspreissystem zu gegebenem Steuersatz τ ist, d.h. $(\tau, p) \in \text{TaxEq}(\tau)$. Da $U_{x_l}^h / U_{x_1}^h = p_l / p_1$ für alle $l = 1, \dots, L$ gilt, ist Bedingung (5.4) gleichbedeutend mit

$$-\sum_h \frac{U_e^h}{U_{x_l}^h} p_l = \tau, \quad \text{für alle } l = 1, \dots, L. \quad (5.5)$$

Für ein Walrasianisches Gleichgewicht mit Umweltsteuer, das durch Preisnehmerverhalten sowohl auf der Konsumenten- als auch auf der Produzentenseite charakterisiert ist, ist die Lindahl-Samuelson Bedingung (5.4) hinreichend für Pareto-Effizienz. Man beachte, dass die linke Seite von (5.4) als marginale Zahlungsbereitschaft für Umweltqualität oder als Grenzscha-den aus den Emissionen interpretiert werden kann. Die rechte Seite entspricht dem Steuersatz und damit den Grenzvermeidungskosten der Firma.

Wie gesehen, hängt die Nachfrage der Konsumenten von deren Einkommen ab, insbesondere also auch vom rückerstatteten Steueranteil. Somit variiert auch die Lindahl-Samuelson Bedingung als reduzierte Funktion der Preise und des Steuersatzes und damit auch die Optimalität eines Steuersatzes mit der Wahl der Rückerstattungsregel. Da die Rückerstattungsregel fixiert ist, kann natürlich nicht jede beliebige Pareto-effiziente

Allokation durch eine entsprechende Wahl des Steuersatzes erreicht werden. Insbesondere wird durch diese Fixierung auch die Menge der erreichbaren Nutzenkombinationen kleiner. Trotzdem wird im nächsten Abschnitt gezeigt, dass eine Pareto-optimale Allokation erreichbar bleibt. Die verkleinerte Menge der möglichen Nutzenkombinationen wird in Abbildung 5.1 für den Fall $H = 2$ verdeutlicht.

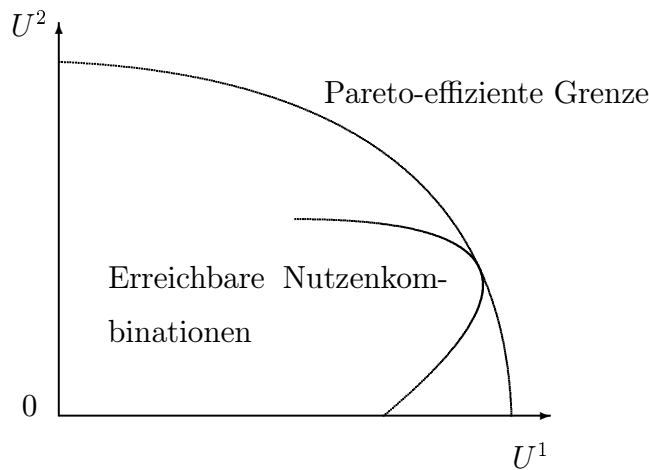


Abbildung 5.1: Erreichbare Nutzenkombinationen im Vergleich zur Pareto effizienten Grenze für $H = 2$.

5.3 Die Erreichbarkeit der Pareto-Optimalität

In diesem Abschnitt wird gezeigt, dass ein Steuersatz existiert, für den ein Gleichgewicht zu einer Pareto-effizienten Allokation führt. Dabei kommen für solche Steuersätze keine beliebig hohen Emissionssteuerniveaus in Frage. Dies wird im folgenden Hilfssatz festgestellt:

Lemma 5.1 *Unter Annahme 5.1 existiert ein Steuersatz $\bar{\tau} \in \mathbb{R}_+$, so dass für alle $\tau \geq \bar{\tau}$*

$$\text{LS}((x^h)_h, e, p, \tau) := \sum_h \left\{ -\frac{U_e^h(x^h, e)}{U_{x_1}^h(x^h, e)} p_1 \right\} - \tau < 0, \quad (5.6)$$

für jedes Gleichgewichtspreissystem $p \gg 0$ mit Steuersatz τ gilt. Hierbei bezeichnet $x^h = x^h(p, \tau)$ und $e = e(p, \tau)$.

Die Suche nach einem optimalen Steuersatz kann also auf ein bestimmtes Intervall beschränkt bleiben. In Gleichung (5.6) steht $LS(\cdot)$ für Lindahl-Samuelson Bedingung. Lemma 5.1 besagt, dass – sofern die Steuer genügend hoch ist – die marginale Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für eine Verbesserung der Umweltqualität kleiner als der Steuersatz und damit kleiner als die Grenzvermeidungskosten $\frac{F-e}{F_{q_1}}p_1$ ist. Mit anderen Worten, wenn die Steuer steigt, muss die Firma mehr und mehr die Produktion von Konsumgütern zu Gunsten der Vermeidung von Emissionen reduzieren. Der Preis, den die Haushalte für eine weitere Reduzierung zahlen müssten, wird also zu groß. Wenn dies nicht der Fall wäre, würden die Haushalte bereit sein, solange auf Konsum zu verzichten, wie die Emissionen reduziert werden können. Optimal wäre also die maximale Umweltqualität, hier also keine Emissionen, was allerdings der Annahme 5.1 widerspricht. Der Beweis von Lemma 5.1 findet sich im Anhang 5A.

Betrachtet man Lemma 5.1, so mag die behauptete Existenz eines zu Pareto-Effizienz führenden Steuersatzes trivial erscheinen: Wenn für jedes Gleichgewicht mit $\tau = 0$ der Grenzschaten über den Grenzvermeidungskosten liegt, sich diese Relation jedoch für große Steuersätze $\tau > \bar{\tau}$ umkehrt, so sollte dazwischen ein Steuersatz existieren, für den Grenzvermeidungskosten- und Grenzschaten gleich sind. Diese Argumentation ist jedoch nur zulässig, wenn ein stetiger Pfad innerhalb der Korrespondenz $\text{TaxEq}(\cdot)$ existiert, wie in Abbildung 5.2 illustriert wird. Entlang eines solchen Pfades würden sich sowohl Grenzvermeidungskosten als auch Grenzschaten stetig ändern, so dass sie in einem Punkt übereinstimmen müssten. Im Allgemeinen jedoch ist nicht klar, ob ein solcher Pfad existiert.¹⁴ Diese Möglichkeit wird in Abbildung 5.3 illustriert.

Trotzdem kann diese Idee des Verfolgens von Pfaden benutzt werden, um die Existenz einer Pareto- optimalen Allokation zu zeigen:

¹⁴Insbesondere falls für eine Menge an Steuersätzen τ die korrespondierende Ökonomie nicht regulär ist, und somit bestimmte Gleichgewichtspreissysteme bei einer geringen Variation des Steuersatzes wegfallen können, kann die Existenz eines solchen Pfades nicht ohne zusätzliche Annahmen gesichert werden.

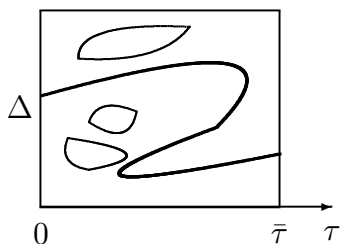


Abbildung 5.2: Die Steuersatz-Gleichgewichtspreis-Korrespondenz mit einem stetigen Pfad.

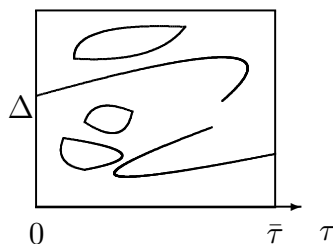


Abbildung 5.3: Die Korrespondenz TaxEq(.) ohne stetigen Pfad.

Proposition 5.1 *Die Rückerstattungsregel für das Steueraufkommen sei fixiert und stetig. Gilt dann Annahme 5.1, so existiert ein Steuersatz τ^* , so dass ein resultierendes Gleichgewicht $(p^*, q^*, e^*, (x^{*h})_h)$ Pareto-effizient ist, d.h.*

$$-\sum_h \frac{U_e^h(x^{*h}, e^*)}{U_{x_1}^h(x^{*h}, e^*)} p_1^* = \tau^*$$

gilt. Sofern Null-Emissionen optimal sind, d.h. Annahme 5.1 nicht erfüllt ist, kann eine Pareto-effiziente Allokation äquivalent durch eine unendlich hohe Steuer oder durch ein Verbot von Emissionen erreicht werden.

Der technische Beweis der Proposition 5.1 erfolgt im Anhang 5A. An dieser Stelle sollen nur die Grundlagen geklärt sowie ein Überblick über die Beweisschritte gegeben werden. Im Beweis werden sogenannte “path following methods” verwendet, wie sie zum Beispiel in Garcia und Zangwill (1981) und Kehoe (1991) beschrieben werden. Insbesondere werden dafür zwei Konzepte von Regularität benötigt:

Definition 5.1 *Eine stetig differenzierbare Funktion $h : \Delta \times [0, \bar{\tau}] \rightarrow \mathbb{R}^{L-1}$ ist regulär für ϵ , sofern die Jakobi-Matrix $Dh(p, \tau) = (h_p, h_\tau)(p, \tau)$ für alle (p, τ) mit $h(p, \tau) = \epsilon$ den Rang $L - 1$ hat.¹⁵ Die Funktion h heißt regulär an der Stelle $\tau = 0$ für ϵ , sofern die partielle Ableitung nach p , d.h. $h_p(p, 0)$ immer den Rang $L - 1$ hat, wenn $h(p, 0) = \epsilon$ ist. Eine solche Funktion in den Variablen p und τ , wobei τ zwischen 0 und $\bar{\tau}$ variiert, wird als Homotopie bezeichnet.*

¹⁵Der Rang einer Matrix ist dabei als die Anzahl der unabhängigen Spalten definiert.

Der Beweis von Proposition 5.1 basiert auf dem Theorem von Sard. Dieses besagt, dass unter bestimmten Differenzierbarkeitsannahmen an die Homotopie $h(\cdot, \cdot)$ die Menge der regulären Werte ϵ volles Maß hat, d.h. für fast alle ϵ erfüllt $h(\cdot, \cdot)$ die beiden genannten Regularitätseigenschaften.¹⁶ Dieser Satz erlaubt somit eine Approximation der Homotopie h durch reguläre Homotopien.

Weiterhin wird im Beweis ein verallgemeinertes Konzept des Index einer Funktion (oder Ökonomie) verwendet. Für reguläre Funktionen $h(\cdot, 0)$ ist dieser Index definiert als

$$\text{ind}[h(\cdot, 0)] = \sum_{p:h(p,0)=0} [\text{sgn det } h_p(p, 0)] .$$

Für reguläre Ökonomien an der Stelle $\tau = 0$, wobei h als Überschussnachfrage für $L - 1$ Güter interpretiert wird, gilt $\text{ind}[h(\cdot, 0)] = +1$.¹⁷ Der Index kann für eine beliebige stetige, nicht notwendigerweise differenzierbare Funktion $h(\cdot, 0)$ (mit $h^{-1}(0)$ im Innern von Δ) definiert werden als $\text{ind}[h(\cdot, 0)] = \lim_k \text{ind}[h^k(\cdot, 0)]$, wobei die einzelnen $h^k(\cdot, 0)$ regulär sind und zu h bezüglich der Supremumsnorm konvergieren.¹⁸ Mit dieser Definition folgt unmittelbar, dass der hier definierte Index einer beliebigen Ökonomie, sofern die Überschussnachfrage stetig ist, gleich $+1$ ist.

Zur Anwendung dieser Methoden wird im Beweis der Proposition 5.1 zunächst eine Homotopie auf der Basis der Überschussnachfragefunktion definiert. Diese ist eine Funktion in den Preisen und wird durch den Steuersatz parametrisiert. Diese Homotopie ist im Allgemeinen jedoch nicht regulär. Um die Idee des Verfolgens gewisser Pfade anzuwenden, wird die Homotopie unter Anwendung der Theoreme von Weierstrass bzw. Sard durch reguläre Polynome approximiert. Es wird dann gezeigt, dass das Urbild der Null, d.h. die Menge der Preis-Steuer-Vektoren, die Gleichgewichtssysteme approximieren, nur aus differenzierbaren Pfaden besteht. Keiner dieser Pfade kann allerdings an einem Punkt enden, an dem der Preis eines Gutes gleich Null ist. Diese Eigenschaft, die sogenannte "boundary freeness", wird benutzt, um zu zeigen, dass alle approximierenden Funktionen einen Pfad enthalten, der im Preis-Steuer-Raum die Grenze $\{0\} \times \Delta$ mit der Grenze $\{\bar{\tau}\} \times \Delta$ verbindet. D.h. für die approximierenden

¹⁶Man vergleiche mit Garcia und Zangwill (1981:422).

¹⁷Siehe dazu Dierker (1982:807).

¹⁸Dass dieses Konzept wohldefiniert ist, wird in Garcia und Zangwill (1981:429) gezeigt.

Funktionen existiert ein Pfad, wie er in Abbildung 5.2 dargestellt wurde. Entlang eines solchen Pfades muss dann aufgrund des Zwischenwertsatzes ein Punkt existieren, für den die Bedingung (5.2) erfüllt ist. Da diese Punkte (Preis-Steuer-Vektoren) Gleichgewichtssysteme approximieren, kann letztendlich gezeigt werden, dass sie zu einem Pareto-effizienten Gleichgewichtssystem konvergieren.

Proposition 5.1 garantiert somit die Existenz einer Pareto-effizienten Gleichgewichtsallokation, die mit Hilfe einer Emissionssteuer erreicht werden kann. Die Eindeutigkeit dieser ist jedoch nicht geklärt, d.h. es können verschiedene Steuersätze existieren, die jeweils eine Pareto-effiziente Gleichgewichtsallokation stützen. Auch ist nicht gesichert, dass ausgehend von einer Nichtbesteuerung der Emissionen jeder Haushalt besser gestellt wird. Die Implementation einer Pareto-effizienten Allokation kann einige Haushalte besser, andere schlechter stellen.¹⁹ Die Implementation der Pareto-effizienten Allokation ist mit den typischen Problemen multipler Gleichgewichte verbunden. Im Allgemeinen ist es nicht möglich, die Steuer kontinuierlich zu steigern und sich so entlang Gleichgewichten hin zum Optimum zu bewegen. Dies kann insbesondere dann problematisch sein, wenn man für einen bestimmten Steuersatz ein Gleichgewicht erreicht, das bei einer marginalen Erhöhung des Steuersatzes eine unstetige Änderung der Gleichgewichtspreise erfordert.²⁰ Wie in Abbildung 5.2 illustriert wurde, kann es notwendig sein, selbst wenn die ursprüngliche Ökonomie, nicht jedoch die Ökonomien zu jedem Steuersatz regulär sind, die Handlungen der Akteure zu koordinieren, um bei Existenz mehrerer Gleichgewichte im “richtigen” Gleichgewicht zu landen.

5.4 Rückerstattungsregel und optimaler Steuersatz

Nachdem gezeigt wurde, dass trotz einer ex ante Fixierung der Steuerrückerstattungsregel Pareto-Effizienz erreichbar bleibt, soll nun anhand eines Beispiels verdeutlicht

¹⁹Man vergleiche mit der Diskussion “Pareto-Effizienz” versus “Pareto-Verbesserung” in Baumol und Oates (1988:237).

²⁰In Abbildung 5.2 wäre dies am ersten “Wendepunkt” des stetigen Pfades erreicht. Damit man dort weiter auf dem Pfad laufen kann, müsste der Steuersatz wieder gesenkt, allerdings gleichzeitig dafür gesorgt werden, dass man nicht wieder entlang des Pfades zurückläuft.

werden, wie der optimale Steuersatz von der Rückerstattungsregel abhängt.

Die Ökonomie bestehe nur aus zwei Haushalten A und B und einer Firma. Die Haushalte seien charakterisiert durch die Nutzenfunktionen

$$U^A(x_1, x_2, e) = x_1^{\frac{1}{3}} x_2^{\frac{2}{3}} - e, \quad U^B(x_1, x_2, e) = x_1^{\frac{2}{3}} x_2^{\frac{1}{3}} - e.$$

Die Produktionsmöglichkeitenmenge der Firma kann durch die Transformationsfunktion

$$F(q_1, q_2, -e) = q_1^2 + q_2^2 - 10000e$$

beschrieben werden. Beide Haushalte halten jeweils die Hälfte der Firmenanteile, d.h. $\theta^A = \theta^B = \frac{1}{2}$. Weiterhin sei die Steuerrückerstattungsregel linear:

$$\kappa^A(T) = \kappa \cdot T, \quad \text{und} \quad \kappa^B(T) = (1 - \kappa) \cdot T,$$

wobei $0 \leq \kappa \leq 1$. Die Extremfälle dieser Regel geben also das Steueraufkommen nur an A bzw. nur an B . Die zum Beispiel in der Schweiz verwendete Regel der gleichmäßigen Aufteilung des Steueraufkommens unter den Haushalten wäre durch $\kappa = \frac{1}{2}$ gegeben.

Die Firma nimmt Preise und Steuersatz als gegeben an und maximiert ihren Gewinn. Auflösen der Bedingungen erster Ordnung ergibt für die Firmenentscheidung:

$$q_l = 5000 \frac{p_l}{\tau} \quad \text{für } l = 1, 2 \quad \text{sowie} \quad e = 2500 \frac{p_1^2 + p_2^2}{\tau^2}.$$

Der Gewinn der Firma und auch das Gesamtsteueraufkommen sind somit gegeben durch $\Pi = T = 2500(p_1^2 + p_2^2)/\tau$. Man beachte, dass entsprechend der obigen Annahmen zu beliebigen Preisen ein nichtnegativer Gewinn resultiert, so dass die Firma immer produzieren wird.

Für die Haushalte ergibt sich das Einkommen als Summe aus dem Wert ihrer Anfangsausstattung, dem Gewinn und dem Steueranteil. Es ist gegeben durch

$$M^A = p_1 \omega_1^A + p_2 \omega_2^A + (\theta^A + \kappa) 2500 \frac{p_1^2 + p_2^2}{\tau}$$

für Haushalt A und

$$M^B = p_1 \omega_1^B + p_2 \omega_2^B + (\theta^B + 1 - \kappa) 2500 \frac{p_1^2 + p_2^2}{\tau}$$

für Haushalt B . Aus der Nutzenmaximierung ergeben sich die Konsumpläne der Haushalte

$$x_1^A = \frac{1}{3} \frac{M^A}{p_1}, \quad x_2^A = \frac{2}{3} \frac{M^A}{p_2} \quad \text{sowie} \quad x_1^B = \frac{2}{3} \frac{M^B}{p_1}, \quad x_2^B = \frac{1}{3} \frac{M^B}{p_2} .$$

Im Gleichgewicht erfordert die Markträumungsbedingung

$$\frac{1}{3} \frac{M^A}{p_1} + \frac{2}{3} \frac{M^B}{p_1} = 5000 \frac{p_1}{\tau} + \omega_1^A + \omega_1^B . \quad (5.7)$$

Aus dieser kann man die Gleichgewichtspreise zu jedem beliebigen Steuersatz τ berechnen. Pareto-Effizienz erfordert zusätzlich die Gültigkeit der Lindahl-Samuelson-Bedingung (5.2). Diese lautet in diesem Beispiel

$$\frac{1}{\frac{1}{3} \left(\frac{x_1^A}{x_2^A} \right)^{-\frac{2}{3}}} + \frac{1}{\frac{2}{3} \left(\frac{x_1^B}{x_2^B} \right)^{-\frac{1}{3}}} = \frac{\tau}{p_1} .$$

Berücksichtigt man die Konsumpläne der Haushalte, so kann diese Bedingung äquivalent als

$$\frac{p_1^{\frac{1}{3}} p_2^{\frac{2}{3}}}{\left(\frac{1}{3}\right)^{\frac{1}{3}} \left(\frac{2}{3}\right)^{\frac{2}{3}}} + \frac{p_1^{\frac{2}{3}} p_2^{\frac{1}{3}}}{\left(\frac{1}{3}\right)^{\frac{1}{3}} \left(\frac{2}{3}\right)^{\frac{2}{3}}} = \tau \quad (5.8)$$

geschrieben werden. Ein Emissionssteuersatz, der zu einer Pareto-effizienten Allokation führen soll, muss also sowohl Bedingung (5.7) als auch Bedingung (5.8) erfüllen. Für die Werte $\omega_1^A = \omega_1^B = \omega_2^A = \omega_2^B = 1$ werden in Abbildung 5.4 die optimalen Steuersätze in Abhängigkeit von der Rückerstattungsregel κ dargestellt. In diesem Beispiel sind die optimalen Steuersätze umso geringer, je ungleicher die Verteilung des Steueraufkommens ist.

5.5 Anwendung auf ein System handelbarer Zertifikate

Bisher wurde ausschließlich die Regulierung per Emissionssteuer betrachtet. Ein zunehmend diskutiertes Instrument ist jedoch das der handelbaren Zertifikate. Dabei werden Verschmutzungsrechte ausgegeben, die dann zwischen den Firmen gehandelt werden können. Ist der Zertifikatemarkt kompetitiv, d.h. sind die Firmen auch auf diesem

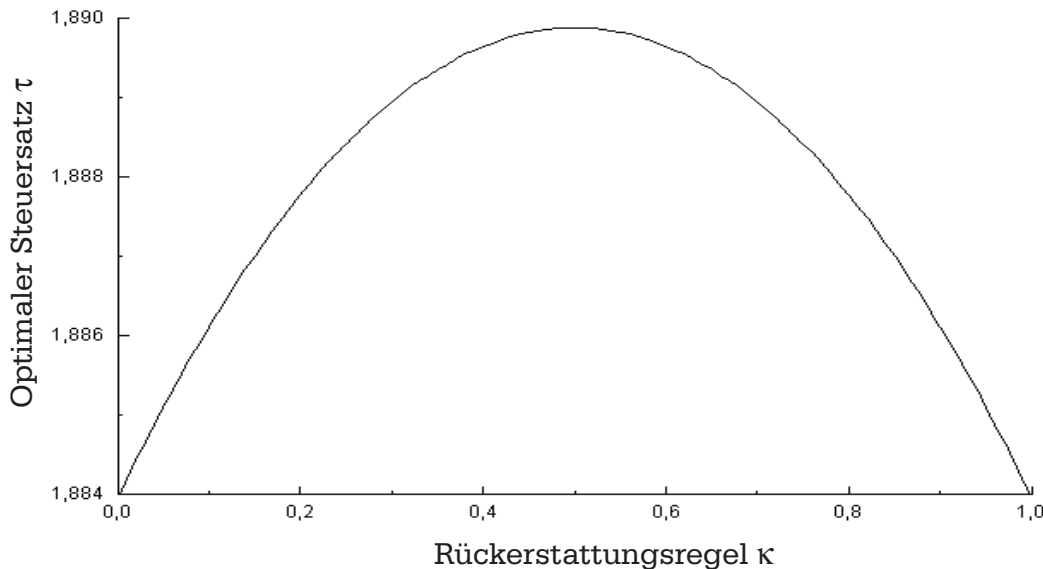


Abbildung 5.4: Der optimale Steuersatz in Abhängigkeit von der Rückerstattungsregel.

Markt Preisnehmer, so verhalten sich die Firmen analog zu einer Emissionsbesteuerung: Die Bedingungen erster Ordnung stimmen überein, wobei der Steuersatz τ durch den Zertifikatpreis ersetzt wird. Der gleichgewichtige Zertifikatpreis selbst ergibt sich aus der Markträumungsbedingung für den Zertifikatemarkt.

Zertifikate können einerseits auktioniert, d.h. an die Firmen verkauft werden. Der Verkaufserlös muss dann – ähnlich zum Emissionssteueraufkommen – an die Haushalte zurückerstattet werden. Hierbei kommen die gleichen Rückerstattungsregeln wie bei dem Steuerregime in Frage. Man betrachte nun das für diese Rückerstattungsregel Pareto-effiziente Gleichgewicht mit Umweltsteuer τ^* und die sich in diesem Gleichgewicht ergebene Emissionsmenge. Wird in einem Zertifikateregime die Anzahl der zu verkaufenden Emissionsberechtigungen auf eben diese Emissionsmenge, die sich im Pareto-effizienten Gleichgewicht des korrespondierenden Steuerregimes ergibt, festgelegt, so ergibt sich auch beim Zertifikatehandel ein Pareto-effizientes Gleichgewicht. Um dies zu sehen, betrachte man einen zunächst fixierten Zertifikatpreis $\sigma = \tau^*$. Sehen sich die Firmen einem solchen gegenüber, so verhalten sie sich genau wie bei dem entsprechenden Steuerregime. Auch der Erlös aus dem Verkauf der Zertifikate entspricht

dem Steueraufkommen, die Haushalte haben also bei der gleichen Rückerstattungsregel das gleiche Einkommen wie beim Steuerregime. Somit ergeben sich ebenso die gleichen Gleichgewichtspreise und die gleiche Gleichgewichtsallokation. Außerdem ist für $\sigma = \tau^*$ auch der Zertifikatemarkt geräumt, da die Firmen genau die ausgegebene Zertifikatenumenge nachfragen. Damit kann das Pareto-effiziente Gleichgewicht mit Umweltsteuer auch durch ein System (verkaufter) handelbarer Zertifikate erreicht werden.

Eine andere Ausprägung eines Zertifikateregimes ist das der kostenlos ausgegebenen Zertifikate. Dieses “grandfathering” entspricht im Prinzip einem Einkommenstransfer direkt an die Firmen, indirekt also an die Haushalte, die die Gewinnanteile der Firmen halten. In dem in diesem Kapitel betrachteten Modell entspricht “grandfathering” also der Rückerstattungsregel $\kappa^h(T) = \theta^h \cdot T$. Auch für diese Rückerstattungsregel existiert nun nach Proposition 5.1 ein Steuersatz, der eine Pareto-effiziente Gleichgewichtsallokation stützt. Analog zur obigen Argumentation kann auch hier die gleiche Allokation als Gleichgewicht in einem Zertifikateregime erreicht werden, indem eine Zertifikatenumenge ausgegeben wird, die dem “optimalen” Emissionsniveau im Steuerregime entspricht.²¹ Daher kann auch bei kostenlos ausgegebenen Zertifikaten Pareto-Effizienz erreicht werden. Es folgt somit:

Folgerung 5.1 *Für eine Regulierung der Emissionen mittels eines Systems handelbarer Zertifikate gilt: Unabhängig davon, ob die Zertifikate kostenlos an die Firmen verteilt oder an diese verkauft werden, existiert eine Zertifikatenumenge, die zu einer*

²¹Für den Fall mehrerer Firmen kann eine äquivalente Steuerrückerstattungsregel konstruiert werden, wenn der an eine Firma ausgegebene Anteil an Zertifikaten unabhängig von der Gesamtanzahl ist: Sei θ_i^h der Anteil des Haushaltes h an der Firma i . Bekommt die Firma i den Anteil ζ^i an der Gesamtmenge der ausgegebenen Zertifikate kostenlos zugeteilt, so bedeutet dies einen impliziten Geldtransfer in Höhe von $\zeta^i \sigma E$ an diese Firma, wobei σ den Zertifikatepreis und E die Gesamtanzahl an Zertifikaten bezeichnet. Der Gesamtwert der Zertifikate ist also $T = \sigma E$ und entspricht dem Steueraufkommen, falls eine Steuer in Höhe von $\tau = \sigma$ festgesetzt würde. Die äquivalente Steuerrückerstattung an Haushalt h ergibt sich also aus $\kappa^h(T) = \sum_i \theta_i^h \zeta^i T$. Sollten dagegen die an eine Firma ausgegebenen Zertifikate relativ zu der Gesamtzertifikatenumenge variieren, so existiert in der Regel keine äquivalente Steuerrückerstattungsregel, da die Transferzahlung nicht nur vom Gesamtwert der Zertifikate, sondern auch von der Zertifikatenumenge selbst abhängt. Die Grundvoraussetzung des Existenzbeweises, eine im Preisvektor und der Höhe des umweltpolitischen Instrumentes stetige Überschussnachfrage, bleibt jedoch erfüllt, so dass ein analoger Existenzbeweis die Erreichbarkeit von Pareto-Effizienz sichert.

Pareto-effizienten Gleichgewichtsallokation führt.

5.6 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde Umweltpolitik in einem allgemeinen Gleichgewichtsmodell untersucht, wenn keine Flexibilität bezüglich der Einkommensverteilung zwischen den Haushalten besteht. Der Einkommenstransfer, den ein Haushalt bei einem bestimmten Steueraufkommen bzw. einem bestimmten Erlös aus dem Verkauf von Zertifikaten bekommt, wurde als fixiert unterstellt. Dies entspricht einem PolitikszENARIO, in dem über die Verteilung der Aufkommens entschieden wird, *bevor* die Höhe des umweltpolitischen Instrumentes und damit die Höhe des Aufkommens selbst bekannt sind. Das einzige Politikinstrument ist somit die Höhe des Steuersatzes bzw. die Menge an auszugebenen Zertifikaten. Mit dieser Beschränkung des Handlungsspielraums kann natürlich nicht mehr jede beliebige Pareto-effiziente Allokation erreicht werden. Allerdings konnte in diesem Kapitel gezeigt werden, dass das Ziel der Pareto-Effizienz nicht aufgegeben werden muss. Es existiert immer ein Umweltsteuerniveau bzw. eine Zertifikatmenge, die zu einer Pareto-effizienten Allokation führt. Jedoch können möglicherweise alternative Pareto-effiziente Allokationen, die mit einem geringeren Verschmutzungsniveau verbunden sind, aufgrund der Fixierung der Rückerstattungsregel nicht erreicht werden. In diesem Sinne treten Umweltqualitätsziele hinter das Ziel der Pareto-Effizienz zurück. Probleme bezüglich der politischen Durchsetzbarkeit eines solchen Regimes bestehen außerdem, da die Implementation der effizienten Allokation ausgehend von einer nichtregulierten Situation im Allgemeinen keine Pareto-Verbesserung bedeutet, sondern einzelne Haushalte durchaus schlechter gestellt werden können. Diesen Nachteilen steht allerdings der Vorteil gegenüber, dass die Suche nach einer im Sinne des Pareto-Kriteriums "optimalen" Höhe der Regulierung von der Frage nach der Einkommensrück- bzw. -umverteilung abgekoppelt werden kann.

5A Anhang: Beweise zu Kapitel 5

Beweis von Lemma 5.1:

Der Beweis erfolgt indirekt. Angenommen, die Aussage gilt nicht, d.h. es existiert kein $\bar{\tau}$, so dass für alle $\tau > \bar{\tau}$ Bedingung (5.6) gilt. Dann gibt es eine Folge von Steuersätzen mit zugehörigen Gleichgewichtspreissystemen (p^k, τ^k) mit $\tau^k \rightarrow \infty$ für $k \rightarrow \infty$, für die $LS((x^h)_h, e, p^k, \tau^k) > 0$ gilt.

Es soll zunächst gezeigt werden, dass $\lim_k \tau^k e(p^k, \tau^k) = 0$, und somit im Limes das Steueraufkommen verschwindet. Klar ist, dass die Emissionen $e(p^k, \tau^k)$ im Limes verschwinden, da $\tau^k e(p^k, \tau^k) \leq p^k q(p^k, \tau^k)$ und die rechte Seite beschränkt ist. Man betrachte nun die Hyperebene durch $(q(p^k, \tau^k), -e(p^k, \tau^k))$, definiert durch

$$\begin{aligned} 0 &= [\text{grad } F] \cdot [(q - q(p^k, \tau^k), -e + e(p^k, \tau^k))] \\ &= [F_q, F_{-e}] \cdot [(q, -e) - (q(p^k, \tau^k), -e(p^k, \tau^k))] , \end{aligned} \quad (5.9)$$

wobei $\text{grad } F$, F_q and F_{-e} an der Stelle $(q(p^k, \tau^k), -e(p^k, \tau^k))$ ausgewertet werden. Mit den Bedingungen erster Ordnung für ein Profitmaximum und unter Verwendung von (5.9) zur Substitution von $F_{-e} e(p^k, \tau^k)$ folgt:

$$\tau e(p^k, \tau^k) = \frac{F_{-e}}{F_{q_i}} p_i e(p^k, \tau^k) \quad (5.10)$$

$$= \underbrace{[p_i^k \frac{F_q}{F_{q_i}}]}_{=p^k} \cdot [q(p^k, \tau^k) - q] + F_{-e} e \frac{p_i^k}{F_{q_i}} , \quad (5.11)$$

wobei $(q, -e)$ ein beliebiger Punkt auf der Hyperebene ist. Man betrachte den Punkt der Hyperebene mit $e = 0$, der den geringsten Abstand zu $(q(p^k, \tau^k), e(p^k, \tau^k))$ hat. Dieser sei mit $(q^0(p^k, \tau^k), 0)$ bezeichnet. Für diesen gilt:

$$\tau^k e(p^k, \tau^k) = p^k \cdot [(q(p^k, \tau^k) - q^0(p^k, \tau^k))] .$$

Für $k \rightarrow \infty$ gilt nun $e(p^k, \tau^k) \rightarrow 0$ und damit $q(p^k, \tau^k) - q^0(p^k, \tau^k) \rightarrow 0$. Da $p \in \Delta$ beschränkt ist, folgt somit auch, dass das Steueraufkommen $\tau^k e(p^k, \tau^k)$ im Limes gleich Null ist. Da somit auch keine Steuerrückerstattung erfolgt, ist ein unendlich hoher Steuersatz gleichbedeutend mit einem Verbot von Emissionen. Da jedoch

$\text{LS}((x^h)_h, e^k, p^k, \tau^k) > 0$ für alle k gilt, ist auch im Limes die Differenz aus Grenzscha-den und Grenzvermeidungskosten nichtnegativ. Da $p^k \in \Delta$, kann ohne Einschränkung angenommen werden, dass $(p_k)_k$ konvergiert. Das resultierende Gleichgewicht mit Null-Emissionen wäre somit Pareto-optimal, was jedoch durch Annahme 5.1 ausgeschlossen wurde. Q.E.D.

Beweis von Proposition 5.1:

(i) Wie im Beweis von Lemma 5.1 deutlich wurde, ist ein Steuersatz von $\tau = \infty$ äquiva-lent zu einem Verbot von Emissionen. Sollte also ein Emissionsniveau von Null Pareto-effizient sein, so kann es durch diese beiden Instrumente gleichermaßen erreicht wer-den. Im anderen Fall, wenn Annahme 5.1 gilt, zeigt Lemma 5.1 die Existenz eines $\bar{\tau}$, so dass größere τ keine Pareto-effiziente Allokation implementieren können. Man definiere $Z : \Delta \times [0, \bar{\tau}] \rightarrow \bar{\mathbb{R}}^L$ als Überschussnachfrage durch $Z_l(p, \tau) = \sum_h x_l^h(p, \tau) - q_l(p, \tau) + \omega_l$, wobei $\bar{\mathbb{R}} = \mathbb{R} \cup \{-\infty, \infty\}$ bezeichnet. Da die Präferenzen streng monoton sind, ist die Nachfrage nach mindestens einem Gut gleich unendlich, wenn $p \in \partial\Delta$, ein Preis also gleich Null ist. Ein Preissystem auf dem Rand von Δ kann damit kein Gleichgewichts-preissystem sein. Auf der Suche nach einer Pareto-effizienten Gleichgewichtsallokation kann man sich demnach auf Preissysteme beschränken, für die die Überschussnach-frage innerhalb bestimmter Grenzen liegt. Dazu werde eine Funktion (Homotopie) $H : \Delta \times [0, \bar{\tau}] \rightarrow \mathbb{R}^{L-1}$ definiert als beschränkte Überschussnachfrage nach den Gütern $l = 1, \dots, L - 1$:

$$H_l(p, \tau) := \begin{cases} -1000 & \text{für } Z_l(p, \tau) \leq -1000 \\ Z_l(p, \tau) & \text{für } -1000 < Z_l(p, \tau) < 1000 \\ 1000 & \text{für } Z_l(p, \tau) \geq 1000 . \end{cases}$$

Dabei sind 1000 und -1000 beliebig gewählte obere und untere Schranken. Aufgrund der Stetigkeit der Überschussnachfrage ist auch die Homotopie H stetig.

(ii) Es soll nun gezeigt werden, dass H durch Polynome approximiert werden kann, die regulär für 0 und regulär an der Stelle $\tau = 0$ für 0 sind. Durch Anwendung des Weierstrass Theorem²² kann H durch Polynome H^{0k} approximiert werden, für die $\|H^{0k} - H\|_\infty < \frac{1}{2k}$ gilt. Sard's Theorem besagt nun, dass ein $\epsilon \in \mathbb{R}^{L-1}$ existiert mit $\|\epsilon\|_\infty < \frac{1}{2k}$, so dass H^{0k} regulär für ϵ und regulär an der Stelle $\tau = 0$ für ϵ ist. Daher

²²Siehe auch Garcia und Zangwill (1981:426).

gilt $H^k := H^{0k} - \epsilon$ ist regulär für 0 und regulär an der Stelle $\tau = 0$ für 0. Da $\|\epsilon\|_\infty < \frac{1}{2k}$, folgt $\|H^k - H\|_\infty \leq \|H^k - H^{0k}\|_\infty + \|H^{0k} - H\|_\infty < \frac{1}{2k} + \frac{1}{2k} = \frac{1}{k}$. Daher konvergieren diese (regulären) Polynome H^k in der Supremumsnorm zu H .

(iii) Das Urbild der 0, d.h. die Menge $H^{k-1}(0)$ besteht ausschließlich aus differenzierbaren Pfaden. Dies folgt unmittelbar aus dem Theorem über implizite Funktionen, da die Jakobi-Matrix $DH^k(p, \tau)$ immer dann Rang $L - 1$ hat, wenn $H^k(p, \tau) = 0$ gilt, und somit alle Punkte in $H^{k-1}(0)$ in der Umgebung auf einem Pfad durch (p, τ) liegen.²³ Ein solcher Pfad kann so durch eine stetige Funktion $s \rightarrow (p(s), \tau(s)) \in H^{k-1}(0)$ parametrisiert werden, dass der Pfad für $s \in [0, 1]$ durchlaufen wird. Insbesondere erhält man für jedes $(p, 0) \in H^{k-1}(0)$ einen eindeutigen Pfad in $H^{k-1}(0)$, der diesen Punkt als Anfangspunkt hat.

H^k ist “boundary free” für große k , d.h. es gibt keinen Pfad $(p(s), \tau(s))$ ($s \in [0, 1]$) in $H^{k-1}(0)$, der sich für $s \rightarrow 1$ dem Rand $\partial\Delta$ von Δ annähert. Dies folgt unmittelbar aus den Eigenschaften der Überschussnachfrage: Falls $p(s) \rightarrow p \in \partial\Delta$, müssen $l = 1, \dots, L$ existieren mit $p_l = 0$ und damit $Z_l(p(s), \tau(s)) \rightarrow \infty$. Für $l = 1, \dots, L - 1$ ist nun jedoch aufgrund der Definition des Pfades $Z_l(p(s), \tau(s)) = 0$. Es verbleibt die Möglichkeit, dass $Z_L(p(s), \tau(s)) \rightarrow \infty$. Hier jedoch impliziert das Walras’sche Gesetz $\sum_{l=1}^{L-1} p_l(s) Z_l(p(s), \tau(s)) < 0$ im Widerspruch zu der Definition des Pfades. Daher gilt $\|H(p(s), \tau(s))\|_\infty > 0$ und somit erhält man für große k im Widerspruch zur Annahme $\|H^k(p(s), \tau(s))\|_\infty > 0$.

Man betrachte nun alle Pfade, die in $\Delta \times \{0\}$ beginnen. Pfade der Form A und B in Abbildung 5.5 können aufgrund der Regularität von H^k nicht existieren. Am Endpunkt von A und dem Bifurkationspunkt von B wäre H^k nicht regulär. Auch ein Pfad wie E kann nicht auftreten, da H^k regulär an der Stelle $\tau = 0$ ist. Pfad F scheidet aufgrund der “boundary freeness” aus. Daher können nur Pfade der Form C und D in $\tau = 0$ beginnen. Um die Existenz eines Pfades der Form D zu beweisen, genügt es zu zeigen, dass die Anzahl der Preissysteme p mit $H^k(p, 0) = 0$ ungerade ist. Dazu wird gezeigt, dass $\text{ind}[H^k(\cdot, 0)] = +1$ für große k , wobei $\text{ind}[H^k(\cdot, 0)] = \sum_{p: H^k(p, 0) = 0} \text{sgn} \det H_p^k(p, 0)$.²⁴

²³Einen ausführlichen Beweis dieser Eigenschaft geben Garcia und Zangwill (1981:20).

²⁴Falls $H^k(\cdot, 0)$ die Interpretation als Überschussnachfrage einer Ökonomie erlaubt, folgt die Behauptung direkt aus dem Indextheorem. Im Allgemeinen muss jedoch $H^k(\cdot, 0)$ nicht zu einer Ökonomie

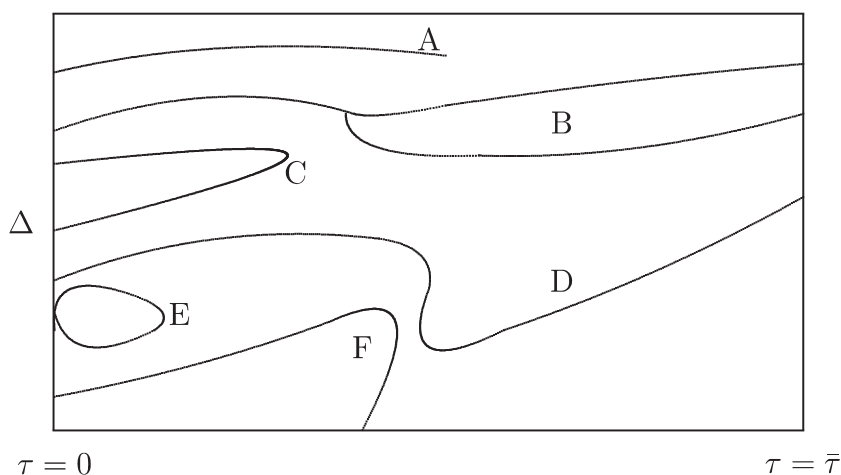


Abbildung 5.5: Nur Pfade der Form C und D können in $H^{k-1}(0)$ existieren.

Da die H^k zu H konvergieren und nach Garcia und Zangwill (1981:429) die Indexfunktion stetig ist, ist dies äquivalent zu $\text{ind}[H(\cdot, 0)] = +1$. Nun repräsentiert $H(\cdot, 0)$ jedoch die Überschussnachfrage einer Ökonomie. Diese hat mit dem Indextheorem (siehe Dierker 1982:807) den Index $+1$.

(iv) Man betrachte nun einen Pfad $(p^k(s), \tau^k(s))$, $s \in [0, 1]$ der Form D, d.h. $\tau^k(0) = 0$ und $\tau^k(1) = \bar{\tau}$. Für genügend große k folgt für $\tau = 0$ ($s = 0$) $\text{LS}(\cdot) > 0$ und nach Lemma 5.1 $\text{LS}(\cdot) < 0$ für $\tau = \bar{\tau}$ ($s = 1$). Daher existiert nach dem Zwischenwertsatz ein s , so dass für den zugehörigen Punkt des Pfades $\text{LS}(\cdot) = 0$ gilt. Dieser Punkt sei mit (p^{k*}, τ^{k*}) bezeichnet.

(v) Schließlich betrachte man die Folge (p^{k*}, τ^{k*}) für $k \rightarrow \infty$. Da Δ und $[0, \bar{\tau}]$ kompakte Mengen sind, existiert eine Teilfolge – wiederum mit (p^{k*}, τ^{k*}) bezeichnet – die gegen ein (p^*, τ^*) konvergiert. Einerseits entspricht dieser Punkt einem Gleichgewichtssystem, da $H(p^*, \tau^*) = \lim_k H^k(p^{k*}, \tau^{k*}) = 0$ gilt. Andererseits erfüllt die korrespondierende

gehören.

Gleichgewichtsallokation $((x^{h*})_h, e^*)$ die Lindahl-Samuelson-Bedingung, da

$$\begin{aligned}
 \text{LS}((x^{h*})_h, e^*, p^*, \tau^*) &= \sum_h \left\{ -\frac{U_e^h(x^{h*}, e^*)}{U_{x_1}^h(x^{h*}, e^*)} p_1^* \right\} - \tau^* \\
 &= \lim_k \underbrace{\sum_h \left\{ -\frac{U_e^h(x^h(p^{k*}, \tau^{k*}), e(p^{k*}, \tau^{k*}))}{U_{x_1}^h(x^h(p^{k*}, \tau^{k*}), e(p^{k*}, \tau^{k*}))} p_1^{k*} \right\}}_{=0} - \tau^{k*} \\
 &= 0.
 \end{aligned}$$

Daher ist (p^*, τ^*) das gesuchte Preissystem mit zugehörigem Steuersatz, das zu einer Pareto- effizienten Allokation führt. Q.E.D.

Kapitel 6

Emissionssteuern bei monopolistischem Wettbewerb

Wie bereits in der Einleitung zu Teil II dieser Arbeit angesprochen wurde, ist die Kompetitivität der Märkte im Allgemeinen eine Voraussetzung für die Effizienz einer resultierenden Gleichgewichtsallokation. In der Realität treten dagegen häufig Marktstrukturen auf, die nicht durch perfekten Wettbewerb gekennzeichnet sind. Man denke nur an die hohe Konzentration in der Chemiebranche oder auch an die hohe Produktdifferenzierung in der Automobilindustrie. Erkennen nun Firmen ihren Einfluss auf das Marktgeschehen, werden sie in der Regel versuchen, die Preise hoch zu halten. Damit ist ein aus sozialer Sicht zu geringer Output verbunden. Treten jedoch zusätzlich externe Effekte aufgrund von produktionsbedingten Emissionen von Schadstoffen auf, so hat eine geringere Outputmenge wegen der damit verbundenen geringeren Verschmutzung auch einen positiven Effekt.

In einem solchen Rahmen wird die Pigou'sche Steuerregel, die verlangt, die Emissionssteuer gleich dem sozialen Grenzscha-den aus den Emissionen zu setzen, in der Regel nicht zu einer optimalen Internalisierung der externen Effekte führen. Dies wurde bereits durch Buchanan (1969) erkannt, jedoch von diesem als Argument für eine Ablehnung von Emissionssteuern in diesem Kontext verwendet. Dagegen wurde in einer Vielzahl von Aufsätzen untersucht, wie eine Emissionssteuer in Anbetracht von

Marktmacht der verschmutzenden Firmen gesetzt werden sollte, wenn sie das einzige Instrument zur Regulierung darstellt.

So untersuchen unter anderen Barnett (1980), Levin (1985), Ebert (1992) und Requate (1993a, 1993b) Mengenwettbewerb in monopolistischen bis oligopolistischen Marktstrukturen. Diese Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass in der Regel die (zweitbeste) Pigou Steuer unterhalb der sozialen Grenzkosten gesetzt werden sollte. Die Intuition liegt darin, dass die Firmen freiwillig (verglichen mit einer kompetitiven Marktstruktur) weniger produzieren und somit auch ein geringeres Emissionsniveau resultiert. Nur für extrem asymmetrische Firmen, kann der Steuersatz den sozialen Grenzscha-den überschreiten. Allerdings scheint dieses Resultat auch davon abzuhängen, ob die Anzahl der in einem Markt agierenden Firmen exogen gegeben oder endogen aufgrund einer Null-Gewinn-Bedingung bestimmt wird. Katsoulacos und Xepapadeas (1995) sowie Requate (1997) zeigen, dass die optimale Emissionssteuer bei freiem Marktzugang auch den sozialen Grenzscha-den überschreiten kann.

In der Regel konzentrieren sich die genannten Studien allerdings auf Mengenwettbewerb unter den Firmen. Dies mag damit zusammenhängen, dass nach dem Bertrand-Paradox Preiswettbewerb zwischen symmetrischen Firmen, die ein homogenes Gut anbieten, dazu führt, dass die Firmen im Gleichwicht den Preis gleich den Grenzkosten setzen, und damit das kompetitive Ergebnis erreichen.¹ Eine Möglichkeit des Auflösens dieses Paradoxes besteht nun allerdings darin, dass Firmen versuchen, durch Produktdifferenzierung, d.h. durch Aufheben der perfekten Substituierbarkeit der produzierten Güter, den Preiswettbewerb zu entschärfen. Dies kann zum Beispiel durch räumliche (horizontale) Produktdifferenzierung, d.h. durch Anbieten eines identischen Gutes an verschiedenen Orten, geschehen. Der Wettbewerb beschränkt sich somit hier auf benachbarte Firmen. Ein entsprechendes, auf dem Circular-City-Modell von Salop (1979) basierendes Modell mit verschmutzenden Firmen und ohne Vermeidungstechnologien wird in Lange und Requate (1999) untersucht. Diese zeigen, dass die zweitbeste Steuer unter dem sozialen Grenzscha-den liegt, sofern die Anzahl der Firmen exogen ist. Besteht dagegen freier Marktzugang und bestimmt sich die Firmenanzahl durch die Null-Gewinn-Bedingung, so existieren sowohl Fälle, in denen der Steuersatz die sozialen Grenzkosten überschrei-

¹Siehe Tirole (1988:209-11).

tet, als auch Fälle, in denen er unter diesen liegt.

Ein Extremfall der Produktdifferenzierung führt zum monopolistischen Wettbewerb. Dieser ist nach Chamberlin (1933) charakterisiert durch eine fallende Nachfragefunktion und Null-Profit für jede Firma sowie dadurch, dass eine Preisänderung einer Firma nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Nachfrage aller anderen Firmen hat. Diese dritte Eigenschaft unterscheidet den monopolistischen Wettbewerb von dem Modell der Circular City, wo die Preissetzung einer Firma einen Effekt nur auf die Nachfrage benachbarter Firmen hat.

In diesem Kapitel wird das Standardmodell monopolistischen Wettbewerbs, das Dixit-Stiglitz-Spence-Modell² für verschmutzende Firmen analysiert. Sollten den Firmen keine Vermeidungstechnologien zur Verfügung stehen, das Emissionsniveau somit direkt durch die Outputmenge bestimmt werden, kann die *first-best*-Lösung erreicht werden, wenn neben einer Regulierung der Emissionen mittels einer Steuer auch die Anzahl der agierenden Firmen vorgeschrieben werden kann. Sollte dagegen – und das wird sicher das realistischere Szenario sein – der Marktzugang frei sein und somit Firmen in den Markt eintreten, solange positive Gewinne möglich sind, ist der optimale Steuersatz kleiner als der Grenzscha-den. Diese Analyse, die auf Lange und Requate (1999) basiert, wird dann um den Fall erweitert, dass den Firmen Vermeidungstechnologien zur Verfügung stehen. Hier wird sich zeigen, dass auch durch Regulierung des Marktzugangs nicht das *first-best*-Ergebnis erreicht werden kann. Erfolgt die Regulierung ausschließlich mittels einer Emissionssteuer, wird in der Regel auch hier der optimale Steuersatz unterhalb der sozialen Grenzscha-den liegen.

6.1 Regulierung ohne Vermeidungstechnologien

Zunächst wird der Fall betrachtet, dass keine Vermeidungstechnologien existieren. Als Beispiel könnten CO₂-Emissionen angeführt werden, die annähernd proportional zur eingesetzten Energiemenge sind. Auch Methanemissionen, die zum Beispiel beim Reis-anbau oder bei der Haltung von Wiederkäuern entstehen, können nur begrenzt ohne

²Dieses basiert auf den Arbeiten von Dixit und Stiglitz (1977) sowie Spence (1976).

eine Reduktion der Anbaufläche bzw. der Tieranzahl vermindert werden. Im Folgenden soll zunächst das Grundmodell vorgestellt werden, bevor dann die Regulierung der Emissionen betrachtet wird.

6.1.1 Das Grundmodell

Im Modell von Dixit und Stiglitz (1977) und Spence (1976) gibt es zwei Sektoren der Ökonomie. Der monopolistische Wettbewerb besteht innerhalb des zweiten Sektors, in dem jedes Produkt durch nur eine Firma produziert wird, die einzelnen Güter untereinander jedoch in einem bestimmten Umfang substituierbar sind. Die Firmen – die Anzahl der potentiellen Produkte und damit Firmen wird als unendlich angenommen – können dabei über ihren Markteintritt, nicht aber über den Grad der Substituierbarkeit zwischen dem durch sie produzierten Gut und den anderen am Markt angebotenen Gütern entscheiden. In dem Modell gibt es einen repräsentativen Konsumenten, der seinen Nutzen aus dem Konsum der im zweiten Sektor produzierten, differenzierten Güter und einem Numeraire-Gut 0, das den ersten Sektor repräsentiert, zieht. Bei der Produktion der Firmen im zweiten Sektor treten Emissionen auf, die einer Besteuerung in Höhe von τ pro Emissionseinheit unterliegen. Das Gesamtniveau der Verschmutzung beträgt $E = \sum_{i=1}^n e_i$, wenn n Firmen in den Markt eingetreten sind und e_i die Emissionen der Firma i bezeichnet. Der durch die Emission bedingte Schaden kann in Einheiten des Numeraires gemessen werden und wird mit $D(E)$ bezeichnet. Die Schadensfunktion sei monoton wachsend und konvex sowie stetig differenzierbar. Der Nutzen des repräsentativen Konsumenten ist gegeben durch:

$$u = U \left(q_0, \left(\sum_i q_i^\rho \right)^{1/\rho} \right),$$

wobei U quasikonkav ist, q_i die konsumierte Menge an Gut i aus dem zweiten Sektor und

$$q_0 = I - \sum_{i=1}^n p_i q_i + \tau E + \Pi - D(E)$$

das Konsumniveau im ersten Sektor bezeichnen. Dieses ist bestimmt durch das Bruttoeinkommen abzüglich der Ausgaben für den Kauf der im zweiten Sektor produzierten Güter ($i = 1, \dots, n$) und des Umweltschadens und wird erhöht durch das “lump sum”

an den Haushalt zurückerstattete Steueraufkommen (τE) und den Gewinnanteil sämtlicher Firmen (Π). Man beachte, dass im Fall freien Marktzugangs der Gewinn jeder Firma und damit auch Π gleich Null ist. Der Preis für das Numeraire-Gut ist auf 1 normalisiert. Es wird vorausgesetzt, dass der Konsum im ersten und im zweiten Sektor nichtnegativ sein muss. Die den zweiten Sektor repräsentierende Subnutzenfunktion ist vom CES-Typ,³ was die oben getroffene Annahme, dass die Firmen nicht über den Grad der Substituierbarkeit entscheiden können, widerspiegelt. Es gelte $\rho \leq 1$. Zur Vereinfachung der Notation wird der Subnutzen $(\sum_i q_i^\rho)^{1/\rho}$ als “zusammengesetztes” Gut q_I bezeichnet.

Sowohl das Numeraire-Gut q_0 als auch das zusammengesetzte Gut q_I seien normale Güter. Dies impliziert, wie im Anhang gezeigt wird,

$$G := \frac{U_{11}U_2 - U_{12}U_1}{(U_1)^2} < 0 \quad \text{und}$$

$$H := \frac{U_{22}U_1 - U_{12}U_2}{(U_1)^2} < 0.$$

Der Konsument maximiert seinen Nutzen und nimmt Einkommen und Preise als gegeben an. Dies führt zu den Bedingungen erster Ordnung:

$$U_1 \cdot p_i = U_2 \cdot \left(\sum_{j=1}^n q_j^\rho \right)^{\frac{1}{\rho}-1} q_i^{\rho-1} \quad \text{für } i = 1, \dots, n. \quad (6.1)$$

Die Menge n der operierenden Firmen sei groß.⁴ Dann hat eine Änderung von q_i einen verschwindend geringen Effekt auf $\sum_j q_j^\rho$ und damit auf U_1 und U_2 .⁵ Daher kann die Nachfragefunktion nach diesem Gut approximiert werden durch

$$q_i(p_i) \approx k \cdot p_i^{\frac{1}{\rho-1}},$$

wobei k aus Sicht der Firma i als Konstante aufgefasst werden kann. Im Extremfall perfekter Substitute ($\rho = 1$) verliert ein Unternehmen die gesamte Nachfrage, wenn es einen Preis über dem der Konkurrenz verlangt.

³Das heißt, sie weist eine konstante Substitutionselastizität auf. Diese ist gegeben durch $1/(1 - \rho)$.

⁴Man beachte jedoch, dass – wie auch Tirole (1988) anmerkt – bei positiven Fixkosten F die Menge der operierenden Firmen endlich sein muss, damit auch im ersten Sektor ein positiver Konsum möglich ist ($nF < I$).

⁵Man vergleiche mit Tirole (1988:298-99).

Angenommen wird, dass die Firmen Fixkosten in Höhe von F tragen, sofern sie in den Markt eintreten. Darüber hinaus sei die Produktion zu konstanten Produktionsgrenzkosten c möglich. Die Emissionen seien in Abwesenheit von Vermeidungstechnologien proportional zum Output. Im Folgenden werden sie daher ohne Einschränkung mit dem Outputniveau identifiziert. Setzt die regulierende Behörde eine Emissionssteuer (hier gleichbedeutend mit einer Outputsteuer) in Höhe von τ ein, so ist der Gewinn einer in den Markt eintretenden Firma gegeben durch

$$\begin{aligned}\Pi_i &= (p_i - c - \tau)q_i(p_i) - F \\ &\approx (p_i - c - \tau)k \cdot p_i^{\frac{1}{\rho}} - F.\end{aligned}$$

Die Gewinnmaximierung führt zu dem Monopolpreis

$$p_i = \frac{(c + \tau)}{\rho}.$$

Somit ist für eine zunächst fixierte Anzahl an Firmen das (symmetrische) Gleichgewicht gegeben durch

$$p = \frac{(c + \tau)}{\rho}, \quad (6.2)$$

$$\frac{U_2(A, B)}{U_1(A, B)} = n^{-s} \frac{(c + \tau)}{\rho}, \quad (6.3)$$

wobei

$$A = I - n(F + cq) - D(nq)$$

$$B = n^{1/\rho}q$$

und q die Outputmenge einer einzelnen Firma bezeichnet. Ist der Marktzutritt unreguliert, die Firmenanzahl also endogen, muss zusätzlich zu (6.2) und (6.3) noch die Null-Gewinn-Bedingung erfüllt sein. Diese impliziert als zusätzliche Bedingung

$$q = \frac{F}{s(c + \tau)}. \quad (6.4)$$

6.1.2 Die Erreichbarkeit von *first-best*

In diesem Abschnitt soll zunächst der Referenzfall der *first-best*-Lösung betrachtet werden. Dies ist die Allokation, in der ein "sozialer Planer" sowohl die Anzahl der agierenden Firmen als auch deren jeweiliges Outputniveau optimal festsetzt. Sie ergibt

sich also aus der Maximierung von $U(I - n(F + cq) - D(nq), n^{1/\rho}q)$ über n und q . Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass eine *innere first-best*-Lösung vorliegt.⁶ Die Optimalbedingungen lauten also:

$$0 = -U_1(\cdot, \cdot)[cq + F + D'(nq)q] + U_2(\cdot, \cdot)\frac{1}{\rho}n^s q \quad (6.5)$$

$$0 = -U_1(\cdot, \cdot)[cn + D'(nq)n] + U_2(\cdot, \cdot)n^{1/\rho} \quad (6.6)$$

und führen zu der *first-best*-Lösung (n^*, q^*) .

Ist der Regulator in der Lage, neben der Emissionssteuer auch die Anzahl der im Markt operierenden Firmen zu bestimmen, so maximiert er das durch den Nutzen des repräsentativen bestimmte Wohlfahrtsmaß $W(n, \tau) = U(A, B)$, wobei A und B in der Gleichgewichtsbedingung (6.3) definiert wurden. Nimmt man an, dass die Firmenanzahl auf dem *first-best*-Niveau n^* festgelegt wird, so ergibt sich der optimale Steuersatz aus

$$\begin{aligned} 0 &= \frac{\partial W(n, \tau)}{\partial \tau} \\ &= -U_1(\cdot, \cdot)[cn + D'(nq)n]\frac{\partial q}{\partial \tau} + U_2(\cdot, \cdot)n^{1/\rho}\frac{\partial q}{\partial \tau}. \end{aligned}$$

Diese Optimalitätsbedingung ist identisch mit der *first-best*-Bedingung (6.6). Durch Vergleich dieser mit (6.3) zeigt sich $c + D' = \frac{1}{\rho}(c + \tau)$. Daher ergibt sich unmittelbar das folgende Ergebnis:

Proposition 6.1 *Ist keine Vermeidungstechnologie für die Firmen verfügbar und kann der Regulator sowohl eine Emissionssteuer setzen als auch den Marktzugang direkt regulieren, so ist das soziale Optimum erreichbar. Der optimale Emissionssteuersatz, $\tau = D' - (1 - \rho)(c + D')$, ist geringer als der soziale Grenzscha-den aus den Emissionen.*

Dieses Ergebnis bestätigt einerseits die Möglichkeit, *first-best* zu erreichen, wenn die Anzahl der “Marktunvollkommenheiten” der Anzahl der zur Verfügung stehenden Politikinstrumente entspricht. In diesem Modellfall kann einerseits aufgrund des freien

⁶D.h. es wird unterstellt, dass die Bedingung $q_0 \geq 0$ bereits durch die Form der Nutzenfunktion U gesichert ist. Dies ist zum Beispiel dann der Fall, wenn die Indifferenzkurven im q_0 - q_I -Raum die Achsen nicht schneiden ($U_1/U_2 \rightarrow \infty$ für $q_0 \rightarrow 0$ und $U_2/U_1 \rightarrow \infty$ für $q_I \rightarrow 0$). Zumindest muss eine genügende Konvexität der Indifferenzkurven im q_0 - q_I -Raum vorausgesetzt werden, da die Menge der erreichbaren Güterbündel (q_0, q_I) nicht konvex sein muss.

Marktzugangs die Anzahl der im Markt befindlichen Firmen nicht optimal sein, andererseits wird im Output jeder einzelnen Firma der externe Effekt durch die Verschmutzung nicht berücksichtigt. Ersterer Effekt wird durch die Beschränkung des Marktzugangs, letzterer durch die Emissionssteuer reguliert. Proposition 6.1 bestätigt die bekannte Tatsache, dass unvollkommener Wettbewerb sich im Allgemeinen zu Gunsten der Umwelt auswirkt und damit die Emissionssteuer unterhalb der sozialen Grenzkosten festgesetzt werden kann.

In der Regel wird es einem Regulator jedoch nicht möglich sein, den Marktzugang direkt zu steuern. Stattdessen könnte der Fall eintreten, dass mit Hilfe der Emissionssteuer gleichzeitig Marktzutritt und Emissions- bzw. Outputniveau reguliert werden müssen. Eine solche Situation soll im folgenden Abschnitt analysiert werden.

6.1.3 Die zweitbeste Lösung

Bevor die Wohlfahrtseffekte einer Regulierung mit der Emissionssteuer als einzigem Instrument betrachtet werden, soll zunächst anhand der komparativen Statik der Einfluss der Emissionssteuer auf das durch (6.2) – (6.4) bestimmte Gleichgewicht bestimmt werden. Aus (6.2) und (6.4) folgt unmittelbar, dass der Gleichgewichtspreis mit dem Steuersatz steigt, wohingegen das Output- und Emissionsniveau jeder einzelnen Firma sinkt. Unterstellt man wieder, dass sich zu jedem Steuersatz τ ein inneres Gleichgewicht (d.h. $q_0, q_I > 0$) einstellt, dann folgt für die gleichgewichtige Firmenanzahl aus (6.2) – (6.4):

$$-GA' + HB' = \frac{1}{\rho}n^{-s} - \frac{c + \tau}{\rho}sn^{-1/\rho}n',$$

wobei

$$A' = -n'F - (c + D') \left[n' \frac{F}{s(c + \tau)} - n \frac{F}{s(c + \tau)^2} \right] \quad (6.7)$$

$$B' = \frac{1}{\rho}n^s n' \frac{F}{s(c + \tau)} - n^{1/\rho} \frac{F}{s(c + \tau)^2} \quad (6.8)$$

gilt. Dabei ist $A' = dA/d\tau$, $B' = dB/d\tau$ und $n' = dn/d\tau$. Auflösen nach n' ergibt:

$$n' = \frac{n}{s(c + \tau)}K, \quad (6.9)$$

wobei

$$K := \frac{1 + K_1 + K_2}{1 + K_1/(1 - \rho)} \quad (6.10)$$

und

$$K_1 = \frac{n^{1/\rho} F \rho}{s(c + \tau)} \left[H \frac{n^s}{(c + \tau)} + G \left(1 - \rho \frac{\tau - D'}{(c + \tau)} \right) \right], \quad (6.11)$$

$$K_2 = G \frac{n^{1/\rho} F \rho}{s(c + \tau)} (\rho - 1) \frac{\tau - D'}{(c + \tau)}. \quad (6.12)$$

Da nach Annahme $G < 0$ und $\rho < 1$, folgt $K_2 < 0$ genau dann wenn $\tau < D'$. Andererseits impliziert $D' > 0$, dass $\frac{\tau - D'}{(c + \tau)} < 1 < 1/\rho$, und somit $K_1 < 0$. Trotzdem ist das Vorzeichen von n' unbestimmt. Im Extremfall kann es sogar passieren, dass eine Erhöhung des Steuersatzes ein höheres Gesamtemissionsniveau zur Folge hat, d.h. $(nq)' > 0$ gilt. Dies ist dann der Fall, wenn die neu in den Markt eintretenden Firmen die Reduzierung des Emissionsniveaus pro Firma überkompensieren.⁷ Man beachte jedoch, dass die Menge der Firmen und die Menge des Outputs pro Firma nicht beliebig wachsen kann, da ein nichtnegativer Konsum im ersten Sektor garantiert werden muss. Die Gesamtemissionen müssen somit für genügend große Steuersätze schließlich fallen.

Trotz dieser Ambiguität bezüglich der Entwicklung der Firmenanzahl, kann für den zweitbesten Steuersatz ein eindeutiges Ergebnis hergeleitet werden:

Proposition 6.2 *Sind im Dixit-Stiglitz-Modell die Emissionen proportional zum Output, d.h. existieren keine Vermeidungstechnologien, und kann nur mittels einer Emissionssteuer reguliert werden, dann ist der zweitbeste Steuersatz kleiner als der soziale Grenzschaten aus den Emissionen.*

Der Beweis erfolgt im Anhang 6A. Im Gegensatz zum Cournot-Modell (vergleiche mit Katsoulacos und Xepapadeas (1995) und Requate (1997)) führt im Dixit-Stiglitz-Modell der freie Marktzugang somit nicht zu einem übermäßigen Markteintritt in dem Sinn, dass der Regulator eine Steuer über den sozialen Grenzkosten setzen muss. Man

⁷Der beschriebene Fall tritt zum Beispiel auf, wenn $\rho = 1/2$ und die Nutzenfunktion durch $U(q_0, q_I) = q_0 + \frac{4}{3}q_I^{\frac{3}{4}}$ gegeben ist. Dann beträgt der Gesamtoutput $nq = 4F^{3/2}(c + \tau)^{1/2}$ und die Emissionen steigen in τ !

beachte jedoch, dass eine genaue Analyse des “excess entry” Phänomens nicht möglich ist. So zeigt Spence (1976), dass bereits in einem Modell ohne Verschmutzung die Frage, ob – verglichen mit dem sozial optimalen Niveau – zu viele oder zu wenige Firmen im Markt operieren, nicht allgemein, sondern nur anhand von Spezialfällen beantwortet werden kann. Somit lassen sich auch im hier untersuchten Modell keine eindeutigen Ergebnisse erwarten.

Betrachtet werden soll schließlich noch der Spezialfall quasi-linearer Präferenzen, d.h. der einer Nutzenfunktion der Form

$$U(q_0 - D(E), q_I) = q_0 - D(E) + V(q_I),$$

wobei $V(\cdot)$ konkav und wie gehabt $q_I = n^{1/\rho}q$ und q die (produzierte und konsumierte) Menge eines jeden Gutes aus dem Sektor 2 bezeichnet. Aus (6.9)–(6.12) folgt für diesen Spezialfall

$$\begin{aligned} n' &= \frac{n}{(c + \tau)s} \cdot \frac{\frac{1}{\rho}n^{-s} + V''n^{1/\rho}\frac{F}{s(c+\tau)^2}}{\frac{1}{\rho}n^{-s} + V''n^{1/\rho}\frac{F}{s(c+\tau)^2(1-\rho)}} \\ &= \frac{n}{(c + \tau)s} \cdot \frac{1 - \eta}{1 - \frac{\eta}{(1-\rho)}}, \end{aligned}$$

wobei $\eta = -\frac{V''(q_I)q_I}{V'(q_I)}$ die Elastizität des Grenznutzens bezeichnet. Es folgt unmittelbar, dass

$$n' < (>)0 \quad \iff \quad \frac{1 - \eta}{1 - \frac{\eta}{(1-\rho)}} < (>)0,$$

und daher gilt

$$n' < 0 \quad \text{genau dann, wenn} \quad 0 < 1 - \eta < \rho$$

und

$$n' > 0 \quad \text{dann und nur dann, wenn} \quad 1 - \eta < 0 \quad \text{oder} \quad 1 - \eta > \rho.$$

Nimmt man an, dass die Nachfrage nach jedem einzelnen Gut abnimmt, wenn die Firmenanzahl steigt und der Preis konstant bleibt, so folgt – wie im Anhang 6A hergeleitet wird –, dass $1 - \eta - \rho < 0$. Dixit und Stiglitz (1977:298) bezeichnen diese Parameterkonstellation als “the natural case”. Wird zusätzlich $\eta < 1$ vorausgesetzt,⁸ folgt $n' < 0$. Beide Annahmen zusammen sichern auch die Existenz einer inneren *first-best*-Lösung

⁸Diese Annahme entspricht einer Preiselastizität der Nachfrage für das “zusammengesetzte” Gut,

für beliebige Schadensfunktionen. Somit scheint $n' < 0$ "sinnvoller" zu sein, obwohl $n' > 0$ im Allgemeinen nicht ausgeschlossen werden kann.

Nimmt man also an, dass $1 - \eta - \rho < 0$ zumindest für solche ρ gilt, die nur leicht von 1 abweichen,⁹ dann folgt die folgende Proposition:

Proposition 6.3 *Unterstellt wird $1 - \eta - \rho < 0$ für ρ nahe bei 1. Dann gilt, dass für einen vermehrten Wettbewerb, d.h. eine bessere Substituierbarkeit der Güter (je größer ρ) sich der zweitbeste Steuersatz dem sozialen Grenzscha-den annähert. Im Limes, wenn die Produkte perfekte Substitute sind, stimmen Grenzscha-den und Steuersatz überein.*

Der Beweis erfolgt wiederum im Anhang 6A. Die Resultate dieses Kapitels zeigen somit, dass bei monopolistischem Wettbewerb verschmutzender Firmen ohne Vermeidungstechnologien die Steuer unter den sozialen Grenzscha-den aus der Emission gewählt werden sollte. Damit wird das Ergebnis im Monopolfall bestätigt und gezeigt, dass im Gegensatz zum Cournot-Wettbewerb freier Marktzugang nicht zu einer Änderung dieser Standardregel für unvollkommenen Wettbewerb führt.

6.2 Dixit-Stiglitz-Modell mit Vermeidungstechnologien

Bisher wurde angenommen, dass den Firmen keine Vermeidungstechnologien zur Verfügung stehen. In vielen Industrien wird dies allerdings keine realistische Annahme sein. Das Emissionsniveau eines Schadstoffes wird nicht allein durch das Outputniveau bestimmt. Stattdessen können Firmen in der Regel durch kostenintensive Maßnahmen den Schadstoffausstoß reduzieren, ohne das Outputniveau einzuschränken. Die Kosten sind somit zu einem bestimmten Outputniveau umso höher, je geringer das Emissionsniveau bzw. je höher der Anteil der vermiedenen Emissionen ist. Im Folgenden wird

die größer als 1 ist. Nimmt man für den Moment an, dass sämtliche Güter im zweiten Sektor durch eine einzige Firma produziert werden, so ist $\eta < 1$ eine notwendige Bedingung für die Existenz eines Gewinnmaximums.

⁹Es genügt also, dass $\eta > \epsilon > 0$ für ein ϵ .

davon ausgegangen, dass die (variablen) Kosten der Firma folgende Struktur haben:

$$C(q, e) = cq + f\left(\frac{q-e}{q}\right)q$$

Hierbei gelte $f(0) = 0$, $f' > 0$, $f'' > 0$ und $\lim_{a \rightarrow \infty} f(a) = \infty$. Die Vermeidungsaktivitäten können also am Anteil der vermiedenen Emissionen ($a = (q - e)/q$) gemessen werden. Ist dieser gleich Null, so sind die Produktionsgrenzkosten wie im letzten Abschnitt gleich c . Wird umweltfreundlicher produziert, d.h. a steigt, so müssen höhere Kosten getragen werden. Man beachte, dass eine Reduzierung des Emissionsniveaus auf Null ($a = 1$) zu endlichen Kosten nicht zu erreichen ist. Eine Firma hat nun also zwei Entscheidungsvariablen: Einerseits muss sie ihr "Umweltschutzniveau" a festlegen, andererseits das Outputniveau q . Die Produktion erfolgt weiterhin zu konstanten Grenzkosten, das Emissionsniveau ist durch $(1 - a)q$ bestimmt.

Bezüglich der Nachfrageseite, d.h. der Nutzenfunktion $U(q_0, q_I)$, gelten die gleichen Annahmen wie in Abschnitt 6.1. Insbesondere gilt für die Nachfrage nach Gut i wiederum $q_i(p_i) \approx k \cdot p_i^{\frac{1}{\rho-1}}$. Sieht sich die Firma i einer Emissionssteuer τ gegenüber, so ist ihr Gewinn durch

$$\begin{aligned} \Pi_i &= (p_i - c - f(a) - \tau(1 - a))q_i(p_i) - F \\ &\approx (p_i - c - f(a) - \tau(1 - a))k \cdot p_i^{\frac{1}{\rho-1}} - F \end{aligned}$$

gegeben. Gewinnmaximierung über den Preis p_i und den Vermeidungsquotienten a ergibt somit:

$$\begin{aligned} p_i &= \frac{c + \tau(1 - a) + f(a)}{\rho} \\ \tau &= f'(a) \end{aligned}$$

Für eine fixierte Anzahl an Firmen ist somit das (symmetrische) Gleichgewicht analog zu Abschnitt 6.1 gegeben durch

$$p = \frac{c + \tau(1 - a) + f(a)}{\rho}, \quad (6.13)$$

$$\tau = f'(a) \quad (6.14)$$

$$\frac{U_2(A, B)}{U_1(A, B)} = n^{-s} \frac{c + \tau(1 - a) + f(a)}{\rho}, \quad (6.15)$$

wobei

$$A = I - n(F + (c + f(a))q) - D(n(1 - a)q)$$

$$B = n^{1/\rho}q.$$

Für eine über die Null-Gewinn-Bedingung bestimmte Firmenanzahl gilt zusätzlich zu (6.13)-(6.15)

$$q = \frac{F}{s(c + f(a) + \tau(1 - a))}. \quad (6.16)$$

Im Folgenden soll zunächst wieder der Referenzfall der *first-best*-Lösung und eine gleichzeitige Regulierung der Firmenanzahl und des Steuersatzes betrachtet werden.

6.2.1 Regulierung des Marktzugangs und *first-best*

Die *first-best*-Lösung ergibt sich aus der Maximierung von $U(I - n(F + (c + f(a))q) - D(n(1 - a)q), n^{1/\rho}q)$ über die Variablen n , q und a . Geht man wiederum davon aus, dass eine innere Lösung vorliegt, so ist diese durch folgende Bedingungen erster Ordnung bestimmt:

$$0 = -U_1(\cdot, \cdot)[(c + f(a))q + F + D'(\cdot)(1 - a)q] + U_2(\cdot, \cdot)\frac{1}{\rho}n^s q \quad (6.17)$$

$$0 = -U_1(\cdot, \cdot)nq[f'(a) - D'(\cdot)] \quad (6.18)$$

$$0 = -U_1(\cdot, \cdot)[(c + f(a))n + D'(\cdot)(1 - a)n] + U_2(\cdot, \cdot)n^{1/\rho}. \quad (6.19)$$

Es soll nun gezeigt werden, dass aufgrund der Existenz der Vermeidungstechnologie ein Regulator, der sowohl Emissionssteuer als den Marktzugang regulieren kann, diese *first-best*-Lösung in der Regel nicht erreichen kann. Er würde den Nutzen des repräsentativen Konsumenten, $W(n, \tau) = U(A, B)$, maximieren, wobei A und B wie in der Gleichgewichtsbedingung (6.15) definiert sind. Als Bedingung erster Ordnung für die Wahl von τ ergibt sich $0 = \frac{\partial W(n, \tau)}{\partial \tau}$ also:

$$\begin{aligned} 0 &= \frac{1}{U_1(\cdot, \cdot)} \frac{\partial W(n, \tau)}{\partial \tau} \\ &= -n[c + f(a) + D'(\cdot)(1 - a)] \frac{\partial q}{\partial \tau} - nq[f'(a) - D'(\cdot)] \frac{\partial a}{\partial \tau} + \frac{U_2(\cdot, \cdot)}{U_1(\cdot, \cdot)} n^{1/\rho} \frac{\partial q}{\partial \tau} \\ &= -n \left[c + f(a) + D'(\cdot)(1 - a) - \frac{U_2(\cdot, \cdot)}{U_1(\cdot, \cdot)} n^s \right] \frac{\partial q}{\partial \tau} - nq[f'(a) - D'(\cdot)] \frac{\partial a}{\partial \tau}. \end{aligned} \quad (6.20)$$

Vergleicht man (6.20) mit den Bedingungen (6.18) und (6.19) für die *first-best*-Lösung, so zeigt sich, dass diese in der Regel nicht gleichzeitig erfüllt sind. Daher folgt als Ergebnis:

Proposition 6.4 *Steht den Firmen eine Vermeidungstechnologie zur Verfügung, dann ist die first-best-Lösung nicht erreichbar, auch wenn der Regulator sowohl eine Emissionssteuer setzen als auch den Marktzugang direkt regulieren kann. Der sich aus der Regulierung ergebene Emissionssteuersatz ist geringer als der soziale Grenzscha-den aus den Emissionen.*

Der Beweis von Proposition 6.4 erfolgt im Anhang 6A. Im Unterschied zu einer Regulierung, wenn keine Vermeidungstechnologien zur Verfügung stehen, kann hier also nicht das soziale Optimum erreicht werden. Die Intuition liegt darin, dass hier im unregulierten Fall drei Ineffizienzen auftreten: Einerseits ist die Outputmenge aufgrund des monopolistischen Wettbewerbs verzerrt, andererseits muss aufgrund des freien Marktzugangs die Anzahl der im Markt befindlichen Firmen nicht optimal sein und zusätzlich sind die Vermeidungsaktivitäten der Firmen zu gering. Beim Versuch, diese drei Probleme mit Hilfe zweier Politikinstrumente zu regulieren, treten folgerichtig “trade-offs” zwischen den einzelnen Zielen auf. Der Steuersatz sollte jedoch auch hier unterhalb des sozialen Grenzscha-dens gewählt werden.

Schließlich soll nun noch die Situation analysiert werden, in der der Regulator nicht den Marktzugang direkt steuern kann, sondern ausschließlich auf das Instrument der Emissionssteuer angewiesen ist.

6.2.2 Die zweitbeste Lösung

Werden die Firmen mit einer Emissionssteuer reguliert und bestimmt sich die Firmenanzahl aus der Null-Gewinn-Bedingung, so ist das Gleichgewicht durch (6.13) – (6.16) bestimmt. Es folgt unmittelbar, dass wiederum der Gleichgewichtspreis mit dem Steuersatz steigt, das Outputniveau pro Firma jedoch sinkt. Da die Vermeidungsaktivitäten zunehmen, stößt jede einzelne Firma auch weniger Emissionen aus. Wie schon bei der Analyse ohne Vermeidungstechnologien ist jedoch auch hier nicht eindeutig, wie sich die gleichgewichtige Firmenanzahl entwickelt. Es treten sowohl Fälle auf, in denen eine Erhöhung der Emissionssteuer zu zusätzlichem Markteintritt führt, als auch Fälle, in denen Firmen aus dem Markt austreten. Wird unterstellt, dass zu jedem Steuersatz

ein inneres Gleichgewicht resultiert (d.h. $q_0, q_I > 0$), so folgt für die Maximierung von $W(\tau) = U(A(\tau), B(\tau))$ als Bedingung erster Ordnung $W'(\tau) = U_1 \cdot A' + U_2 \cdot B' = 0$ oder

$$0 = A' + \frac{U_2}{U_1} B' ,$$

wobei

$$\begin{aligned} A' &= -n[c + f(a) + (1-a)D'(\cdot)]q' - nq(\tau - D'(\cdot))a' \\ &\quad - [F + cq + f(a)q + D'(\cdot)(1-a)q]n' \\ B' &= n^{1/\rho}q' + \frac{1}{\rho}n^s qn' . \end{aligned}$$

Durch Einsetzen der Gleichgewichtsbedingungen (6.13)-(6.16) unter Beachtung von $s = 1/\rho - 1$ und $q' = -q(1-a)/(c + \tau(1-a) + f(a))$ erhält man für die Optimalitätsbedingung

$$\begin{aligned} 0 &= n'T1 - nT2 , \\ \text{wobei } T1 &= q \left[\frac{1}{\rho} n^s \frac{U_2}{U_1} - \frac{F}{q} - [c + f(a) + D'(\cdot)(1-a)] \right] \\ &= q \left[\frac{c + \tau(1-a) + f(a)}{\rho^2} - [c + \tau(1-a) + f(a)]s - [c + f(a) + D'(\cdot)(1-a)] \right] \\ &= q \left[\frac{s}{\rho} [c + \tau(1-a) + f(a)] + (1-a)[\tau - D'(\cdot)] \right] \\ \text{und } T2 &= -n^s q' \frac{U_2}{U_1} + [c + f(a) + D'(\cdot)(1-a)]q' + q[\tau - D'(\cdot)]a' \\ &= -\frac{c + f(a) + \tau(1-a)}{\rho} q' + [c + f(a) + D'(\cdot)(1-a)]q' + q[\tau - D'(\cdot)]a' \\ &= -s[c + f(a) + \tau(1-a)]q' - (1-a)[\tau - D'(\cdot)]q' + q[\tau - D'(\cdot)]a' \\ &= sq(1-a) + (1-a)^2[\tau - D'(\cdot)] \frac{q}{c + f(a) + \tau(1-a)} + q[\tau - D'(\cdot)]a' . \end{aligned}$$

Man sieht hieran, dass im Fall $\tau > D'(\cdot)$ sowohl T1 als auch T2 größer Null sind. Damit kann, falls $n' < 0$ gilt, die Optimalitätsbedingung $n'T1 - nT2 = 0$ nicht erfüllt sein. Für $n' < 0$ muss folglich der optimale Steuersatz kleiner als der Grenzschaten sein. Im Gegensatz zu der Betrachtung ohne Vermeidungstechnologien, wo auch ohne Konkretisierung des Vorzeichens von n' diese Aussage für alle inneren Lösungen galt, scheint in diesem Fall ein allgemeiner Beweis nicht möglich zu sein. Analog zu der Analyse in Kapitel 6.1 kann jedoch für quasi-lineare Nutzenfunktionen der Einfluss des Steuersatzes auf die gleichgewichtige Firmenanzahl anhand einfacher Parameter der Nutzenfunktion dargestellt werden. Somit folgt auch im Fall existierender Vermeidungstechnologien das folgende Resultat:

Proposition 6.5 *Die Nutzenfunktion sei quasi-linear, d.h. $U(q_0, q_I) = q_0 + V(q_I)$. Für η , die Elastizität des Grenznutzens V' , gelte $1 - \rho < \eta < 1$. Hat dann der Regulator nur das Instrument der Emissionssteuer zur Verfügung, so ist der optimale Steuersatz kleiner als die Grenzschäden aus den Emissionen.*

Für den Beweis genügt es angesichts der obigen Vorbetrachtungen zu zeigen, dass auch bei existierenden Vermeidungstechnologien aus $1 - \rho < \eta < 1$ folgt, dass die Anzahl der im Markt operierenden Firmen mit dem Steuersatz sinkt. Der Beweis erfolgt im Anhang 6A. Man beachte, dass diese Annahme bezüglich der Elastizitäten im Aufsatz von Dixit und Stiglitz (1977) als “natürlich” charakterisiert wurde. Für solche Parameterkonstellationen ändert somit das Vorhandensein von Vermeidungstechnologien nichts am Ergebnis, dass bei monopolistischem Wettbewerb die Emissionssteuer unterhalb des Grenzschadens festgelegt werden sollte. Geht man davon aus, dass auch für allgemeinere Nutzenfunktionen unter “vernünftigen” Annahmen eine Erhöhung des Steuersatzes zum Rückzug einiger Firmen aus dem Markt führt, bleibt diese Charakteristik auch dort erhalten.

6.3 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde die Regulierung einer Ökonomie betrachtet, in der monopolistischer Wettbewerb herrscht. Die Firmen standen untereinander im Preiswettbewerb und emittierten bei der Produktion Schadstoffe. In einem solchen Rahmen treten mehrere Ineffizienzen des (unregulierten) Marktergebnisses auf: Einerseits ist in der Regel aufgrund des freien Marktzugangs die Firmenanzahl und damit die Anzahl der produzierten Produkte nicht optimal. Andererseits ist auch das Produktionsniveau jeder einzelnen Firma und – sofern Vermeidungstechnologien existieren – das Niveau der Vermeidungsaktivitäten nicht optimal.

Betrachtet wurde zunächst ein Szenario, in dem der Regulator zwei Instrumente zur Verfügung hat, und zwar den Marktzugang kontrollieren und die Emissionssteuer setzen kann. Falls keine Vermeidungstechnologien existieren, kann auf diese Weise das soziale Optimum erreicht werden. Die Emissionssteuer muss dazu unter dem sozialen

Grenzscha-den aus den Emissionen gesetzt werden. Sollten dagegen Vermeidungstechnologien eine Entkopplung von Output- und Emissionsniveau ermöglichen, dann sollte zwar weiterhin die Steuer unter dem Grenzscha-den liegen, *first-best* kann jedoch nicht erreicht werden.

Sofern dem Regulator nur das Instrument der Emissionssteuer zur Verfügung steht, kann das *first-best* Niveau nicht mehr erreicht werden. Der zweitbeste Steuersatz liegt unter dem Grenzscha-den, wenn keine Vermeidungstechnologien existieren. Auch für den Fall mit möglicher Vermeidung konnte dieses Ergebnis zumindest für den Spezialfall quasi-linearer Nutzenfunktionen bestätigt werden. Dieses Ergebnis steht somit im Einklang mit den herkömmlichen Regeln für die Regulierung eines Monopolisten: Da der Monopolist freiwillig auf einem (im Vergleich mit einer kompetitiven Industrie) geringeren Niveau produziert und damit auch weniger verschmutzt, kann der Steuersatz unter dem Pigou-Niveau gewählt werden. Der freie Marktzugang kann somit im Gegensatz zum Cournot-Wettbewerb nicht in dem Sinne zu einem exzessiven Markteintritt führen, dass eine über dem Grenzscha-den liegende Steuer gesetzt werden muss.

Die Untersuchung in diesem Kapitel hat somit noch einmal verdeutlicht, dass Emissionssteuern kein Allheilmittel darstellen können. Treten neben dem externen Effekt aufgrund der Verschmutzung weitere Unvollkommenheiten des Marktsystems auf, können Emissionssteuern nur begrenzt zur Regulierung dieser beitragen. Bessere Ergebnisse können erreicht werden, wenn zusätzlich zu den Emissionssteuern auf weitere regulatorische Instrumente zurückgegriffen wird. Gerade auch bei der direkten Beschränkung des Marktzugangs könnten dabei jedoch rechtliche und politische Probleme auftauchen, die im Rahmen dieser Arbeit nicht behandelt werden.

6A Anhang: Beweise zu Kapitel 6

Beweis der notwendigen Bedingungen für die Normalität der Güter:

Das Budget des Haushaltes I wird aufgrund der unterstellten Monotonie der Präferenz für den Konsum des Gutes q_0 (Preis gleich eins) und des Gutes q_I (Preis p) ausgeschöpft. Daher gilt: $q_0 = I - pq_I$. Nutzenmaximierung ergibt als Bedingung erster Ordnung: $-pU_1 + U_2 = 0$ und als Bedingung zweiter Ordnung $p^2U_{11} - 2pU_{12} + U_{22} \leq 0$.

Betrachtet man nun die Änderung der Nachfrage bei einer Erhöhung des Einkommens I , so ergibt sich durch implizites Differenzieren der Bedingung erster Ordnung nach I :

$$0 = -pU_{11} + U_{12} + [p^2U_{11} - 2pU_{12} + U_{22}] \frac{dq_I}{dI}$$

und daher nach Auflösen nach $\frac{dq_I}{dI}$ und unter Berücksichtigung der Bedingung erster Ordnung:

$$\begin{aligned} \frac{dq_I}{dI} &= \frac{1}{p^2U_{11} - 2pU_{12} + U_{22}} [pU_{11} - U_{12}] \\ &= \frac{U_1}{p^2U_{11} - 2pU_{12} + U_{22}} \frac{U_{11}U_2 - U_{12}U_1}{(U_1)^2} \\ &= \frac{U_1}{p^2U_{11} - 2pU_{12} + U_{22}} G \end{aligned}$$

Nun ist aufgrund der Bedingung zweiter Ordnung der erste Faktor negativ. Damit die Nachfrage nach Gut q_I mit zunehmendem Einkommen steigt, muss also auch G negativ sein. Analog lässt sich dieser Zusammenhang für die Nachfrage nach Gut q_0 zeigen. Q.E.D.

Beweis von Proposition 6.2:

Der Nutzen des repräsentativen Konsumenten in Abhängigkeit von τ sei definiert als $W(\tau) = U(A(\tau), B(\tau))$. Ableiten ergibt die Bedingung erster Ordnung $W'(\tau) = U_1 \cdot A' + U_2 \cdot B' = 0$ oder

$$A' + \frac{U_2}{U_1} B' = 0.$$

Man beachte jedoch, dass diese Bedingung notwendig, nicht jedoch hinreichend für das Vorliegen eines Nutzenmaximums ist. Unter Verwendung von (6.3) folgt $A' + n^{-s} \frac{c+\tau}{\rho} B' = 0$ und mit (6.7) und (6.8) erhält man

$$0 = -n'F - (c + D') \left(n' \frac{F}{s(c + \tau)} - n \frac{F}{s(c + \tau)^2} \right) + \frac{Fn'}{\rho^2 s} - \frac{nF}{\rho s(c + \tau)}.$$

Mit (6.9) folgt nach einigen Umformungen für die zweitbeste Steuer

$$\frac{c + \tau}{c + D'} = 1 - J, \quad (6.21)$$

$$\text{wobei } J = \frac{(1 - \rho)(K - \rho s)}{K(1 - \rho + \rho^2) - \rho s}, \quad (6.22)$$

und K durch (6.10) gegeben ist. Dabei gilt

$$K - \rho s = \frac{K_2 + \rho}{1 + \frac{K_1}{1 - \rho}}$$

und

$$K(1 - \rho + \rho^2) - \rho s = \frac{\rho(\rho - K_1(1 - \rho)) + K_2(1 - \rho + \rho^2)}{1 + \frac{K_1}{1 - \rho}}.$$

Durch Einsetzen in (6.21) erhält man

$$J = \frac{(1 - \rho)(K_2 + \rho)}{\rho(\rho - K_1(1 - \rho)) + K_2(1 - \rho + \rho^2)}. \quad (6.23)$$

Nimmt man nun an, dass für die zweitbeste Steuer $\tau > D'(E)$ gelten würde, dann würde $K_2 > 0$ folgen (siehe Gleichung (6.12)). Weiterhin gilt $K_1 < 0$, also auch $-K_1(1 - \rho) > 0$. Letztlich ist $1 - \rho + \rho^2 > 0$, so dass $J > 0$ folgt, was im Widerspruch zu der Annahme $\tau > D'(E)$ steht. Daher muss der zweitbeste Steuersatz unter dem sozialen Grenzscha-den liegen, d.h. $\tau < D'(E)$. Q.E.D.

Beweis der Behauptung, dass $1 - \rho - \eta < 0$ notwendig für eine in n fallende Nachfrage nach jedem einzelnen Gut ist.

Die Nachfrage q als Funktion des Preises p und der Firmenanzahl n erfüllt $V'(n^{1/\rho}q) = n^{-s}p$. Durch Ableiten nach n bei konstantem Preisniveau ergibt sich

$$V''(n^{1/\rho}q) \frac{1}{\rho} n^s q + V''(n^{1/\rho}q) n^{1/\rho} \frac{\partial q}{\partial n} + s n^{-1/\rho} p = 0.$$

Auflösen nach $\frac{\partial q}{\partial n}$ ergibt

$$\begin{aligned} \frac{\partial q}{\partial n} &= - \frac{s n^{-1/\rho} p + V''(n^{1/\rho}q) \frac{1}{\rho} n^s q}{V''(n^{1/\rho}q) n^{1/\rho}} \\ &= - \frac{1}{V''(n^{1/\rho}q) n^{1/\rho}} \left[s n^{-1/\rho} p + \frac{V''(n^{1/\rho}q) n^{1/\rho} q}{V'(n^{1/\rho}q)} \frac{p}{\rho n^{1/\rho}} \right] \\ &= - \frac{p}{V''(n^{1/\rho}q) n^{2/\rho}} \left[\frac{1}{\rho} - 1 - \frac{\eta}{\rho} \right] \\ &= - \underbrace{\frac{p}{V''(n^{1/\rho}q) n^{2/\rho} \rho}}_{>0} [1 - \rho - \eta]. \end{aligned}$$

Daher ist die Bedingung $1 - \rho - \eta < 0$ notwendig für eine in n fallende Nachfrage nach den einzelnen Gütern.

Beweis von Proposition 6.3:

In (6.21) wurde $\frac{c+\tau}{c+D'} =: 1 - J$ gesetzt, wobei für gegebenes ρ J in (6.23) durch

$$J = \frac{(1 - \rho)(K_2 + \rho)}{\rho(\rho - K_1(1 - \rho)) + K_2(1 - \rho + \rho^2)}$$

definiert war. Für den Spezialfall einer quasi-linearen Nutzenfunktion ist $K_2 = 0$ und $K_1 = -\eta$. Daher gilt

$$J(\rho) = \frac{(1 - \rho)}{\rho + \eta(1 - \rho)}.$$

Da $\frac{c+\tau}{c+D'} > 0$, folgt unmittelbar $J \leq 1$. Aus der Annahme $1 - \eta - \rho < 0$ für ρ nahe bei 1 folgt weiter $\eta(1 - \rho) > (1 - \rho)^2$. Damit gilt auch

$$J(\rho) = \frac{1 - \rho}{\rho + \eta(1 - \rho)} \leq \frac{1 - \rho}{\rho + (1 - \rho)^2} \leq \frac{1 - \rho}{1 - \rho + \rho^2}.$$

Für $\rho \rightarrow 1$ gilt somit $J \rightarrow 0$ und damit $\frac{c+\tau}{c+D'} \rightarrow 1$. Daher gilt, dass für bessere Substituierbarkeit (ρ gegen 1) auch die zweitbeste Steuer gegen den Grenzschaten konvergiert. Im Limes stimmen diese Größen überein. Q.E.D.

Beweis von Proposition 6.4:

Aus der Bedingung erster Ordnung für die Wahl des Steuersatzes (6.20) ergibt sich mit (6.15) und (6.14):

$$\begin{aligned} 0 &= -[c + f(a) + D'(\cdot)(1 - a) - \frac{c + f(a) + \tau(1 - a)}{\rho}] \frac{\partial q}{\partial \tau} - q[\tau - D'(\cdot)] \frac{\partial a}{\partial \tau} \\ &= \frac{\partial q}{\partial \tau} [(c + f(a) + \tau(1 - a))s + (\tau - D'(\cdot))(1 - a)] - q[\tau - D'(\cdot)] \frac{\partial a}{\partial \tau} \end{aligned}$$

Nimmt man nun an, dass $\tau > D'(\cdot)$ gilt, so wären die Terme in den eckigen Klammern jeweils größer als Null. Da auch $\frac{\partial a}{\partial \tau} = \frac{1}{f''(a)} > 0$ gilt, genügt es zur Herleitung eines Widerspruches, wenn $\frac{\partial q}{\partial \tau} < 0$ gilt. Dies soll im Folgenden für den Fall $\tau > D'(\cdot)$ gezeigt werden.

Aus der Gleichgewichtsbedingung (6.15) folgt durch Ableiten nach τ für fixiertes n

$$\begin{aligned} -G \frac{\partial A}{\partial \tau} + H \frac{\partial B}{\partial \tau} &= n^{-s} \frac{1-a}{\rho}, \\ \text{wobei } \frac{\partial A}{\partial \tau} &= -n[c + f(a) + (1-a)D'(\cdot)] \frac{\partial q}{\partial \tau} - nq(\tau - D'(\cdot)) \frac{\partial a}{\partial \tau} \\ \frac{\partial B}{\partial \tau} &= n^{1/\rho} \frac{\partial q}{\partial \tau}. \end{aligned}$$

Daher gilt

$$\frac{\partial q}{\partial \tau} = \frac{n^{-s} \frac{1-a}{\rho} - Gnq(\tau - D'(\cdot)) \frac{\partial a}{\partial \tau}}{Gn[c + f(a) + (1-a)D'(\cdot)] + Hn^{1/\rho}}.$$

Der Nenner ist offensichtlich negativ, da $G, H < 0$ vorausgesetzt wurde. Für $\tau > D'(\cdot)$ ist nun der Zähler positiv, so dass $\frac{\partial q}{\partial \tau} < 0$ gilt. Dies steht aber wie oben gezeigt im Widerspruch zu der Bedingung erster Ordnung. Damit muss der optimale Steuersatz kleiner als der Grenzschaten aus den Emissionen sein. Da *first-best* jedoch die Gleichheit erfordern würde, damit die Gleichungen (6.14) und (6.18) erfüllt sind, kann das resultierende Gleichgewicht nur *second-best* sein. Q.E.D.

Beweis von Proposition 6.5:

Es verbleibt zu zeigen, dass für $1 - \rho - \eta < 0$ die Firmenanzahl mit dem Steuersatz sinkt. Der Effekt auf die Firmenanzahl ergibt sich aus der Ableitung von (6.15) nach τ . Da für die hier betrachtete quasi-lineare Nutzenfunktion $G = 0$ und $H = V''(q_I)$ gilt, ergibt sich $HB' = -n'sn^{-1/\rho} \frac{c+f(a)+(1-a)\tau}{\rho} + n^{-s} \frac{1-a}{\rho}$. Unter Verwendung von $B' = n^{1/\rho}q' + \frac{1}{\rho}n^s qn'$ und $q' = -q(1-a)/(c + \tau(1-a) + f(a))$ folgt

$$n' = \frac{n^{-s} \frac{1-a}{\rho} + (1-a)V''n^{1/\rho} \frac{q}{c+f(a)+\tau(1-a)}}{sn^{-1/\rho}[c + f(a) + (1-a)\tau]/\rho + V'' \frac{n^s q}{\rho}}.$$

Da nun

$$\eta = -\frac{V''(q_I)q_I}{V'(q_I)} = -\frac{V''(q_I)n^{1/\rho}q}{n^{-s}[c + f(a) + (1-a)\tau]/\rho}$$

gilt, folgt unmittelbar

$$\begin{aligned} n' &= \frac{n^{-s}(1-a)/\rho}{n^{-1/\rho}[c + f(a) + (1-a)\tau]/\rho} \cdot \frac{1-\eta}{s-\eta/\rho} \\ &= \frac{n(1-a)}{c + f(a) + (1-a)\tau} \cdot \frac{(1-\eta)\rho}{1-\rho-\eta}. \end{aligned}$$

Für $1 - \rho - \eta < 0$ und $1 - \eta > 0$ ergibt sich damit die Behauptung $n' < 0$. Q.E.D.

Kapitel 7

Schlussbemerkungen

A lifetime of indecision is, in the end, as decisive for the events of one's life as is a lifetime of action. (Sartre¹)

In dieser Arbeit wurden verschiedene Restriktionen analysiert, unter denen Umweltpolitik erfolgen muss. Während im ersten Teil der Arbeit der Einfluss von Unsicherheit auf umweltpolitische Entscheidungen betrachtet wurde, wurden im zweiten Teil Beschränkungen bei der Instrumentenwahl analysiert. Da im Anschluss an die einzelnen Kapitel bereits die jeweiligen Schlussfolgerungen ausführlich diskutiert wurden, soll dieser Abschnitt dazu genutzt werden, die analysierten Auswirkungen der einzelnen Restriktionen zu vergleichen sowie die Konsequenzen, die sich aus einem kombinierten Auftreten dieser ergeben, zu diskutieren.

Nimmt man als Kriterium für eine wünschenswerte Allokation von Gütern und Ressourcen, also insbesondere auch der Umweltnutzung, das in der ökonomischen Theorie dominierende Kriterium der Pareto-Effizienz an, so hat die Arbeit verdeutlicht, in welcher Form deren Erreichen durch die untersuchten Restriktionen in Frage gestellt wird.

Das Problem der Unsicherheit, unter der die Entscheidungen zum Beispiel bezüglich der Klimaproblematik getroffen werden müssen, ist dabei von fundamentalerer Natur als die anderen untersuchten Restriktionen, die bei der Instrumentenwahl auftreten

¹Sinngemäß zitiert in Thompson (1986:73).

können: Jede beliebige Entscheidung kann sich im Nachhinein als nicht optimal herausstellen, ex post Effizienz ist also im Allgemeinen nicht erreichbar. Jedoch kann auch das Erreichen von ex ante Effizienz nicht garantiert werden, da – wie in Kapitel 2 diskutiert wurde – Informationsbarrieren für die regulierende Behörde bestehen können. Welche Umweltqualität optimal ist, hängt von den Präferenzen der einzelnen Individuen (auch der zukünftigen Generationen) ab. In Kapitel 4 wurden daher die durch ein Individuum gewünschten Entscheidungen untersucht, wenn die Präferenzen durch ein bestimmtes Entscheidungskriterium, das Choquet-Erwartungsnutzenkriterium, beschrieben werden können. Dieses Kriterium gestattete es, Entscheidungssituationen unter Unsicherheit konzeptionell anders als Entscheidungen in Risikosituationen zu behandeln. Abweichend von der herkömmlichen Erwartungsnutzenmaximierung wurden die “beliefs” eines Individuums nicht mehr durch eine eindeutige Wahrscheinlichkeitsverteilung, sondern durch sogenannte Kapazitäten beschrieben, die es erlaubten, Entscheidungen in Abhängigkeit von einem Maß der Unsicherheitsaversion zu untersuchen.

Diskutiert wurden insbesondere auch die Auswirkungen der Berücksichtigung zukünftigen Lernens, d.h. der Veränderung des Informationsstandes. Ob die Möglichkeit des Lernens zu geringeren oder zu höheren Emissionen führt, der Irreversibilitätseffekt also auftritt oder nicht, kann im Allgemeinen nicht eindeutig beantwortet werden. Anhand von Beispielen wurde gezeigt, wie das Auftreten des Irreversibilitätseffektes von der Unsicherheitsaversion des Entscheidungsträgers abhängt. Man muss sich allerdings darüber im Klaren sein, dass – egal welches Entscheidungskriterium zugrunde gelegt wird – die nach Auflösen der Unsicherheit resultierende Allokation in der Regel nicht effizient ist. Generell gilt, dass in Anbetracht von Unsicherheit ein ganzes Spektrum an Entscheidungen, beispielsweise beim Klimaproblem eine Menge verschiedener Emissionspfade ex post optimal sein kann. Je nachdem, durch welches Entscheidungskriterium die Präferenzen des Entscheidenden beschrieben werden können, werden aus diesem Spektrum unterschiedliche Entscheidungen ausgewählt. Welche Entscheidung dabei getroffen wird bzw. werden sollte, hängt daher unter anderem vom Unsicherheitsverhalten der einzelnen Individuen ab und kann ex ante schwer prognostiziert werden.

Die Unsicherheit stellt somit ein fundamentales Hindernis für die ex post Optimalität

einer Emissionsentscheidung dar. Als Minimalkriterium wäre es wünschenswert, dass zu einer gegebenen Emissionsentscheidung, diese zu geringstmöglichen volkswirtschaftlichen Kosten, also ökonomisch effizient umgesetzt wird. Es stellt sich somit die in Kapitel 2 bis 4 völlig ausgeklammerte Frage der Implementation des Emissionsniveaus in den jeweiligen Perioden durch umweltpolitische Instrumente. Die effiziente Umsetzung eines solchen Emissionszieles wird dabei möglicherweise durch Restriktionen bei der Wahl der politischen Instrumente, wie sie im Teil II der Arbeit untersucht wurden, behindert: Auch in Kombination mit Unsicherheit führen Beschränkungen bei den zur Verfügung stehenden Instrumenten dazu, dass ein gegebenes Emissionsniveau nur zu höheren volkswirtschaftlichen Kosten erreicht werden kann. Sind zum Beispiel die Märkte nicht kompetitiv sondern durch monopolistische Konkurrenz geprägt, so wird eine ausschließlich auf Emissionssteuern basierende Regulierung höhere gesellschaftliche Kosten implizieren, als wenn – wie in Kapitel 6 als Referenzfall untersucht – zusätzliche Instrumente wie die Möglichkeit einer Beschränkung des Marktzugangs zur Verfügung stehen. In diesem Sinne führen unter Unsicherheit andere, zusätzlich auftretende Unvollkommenheiten des Marktsystems, das heißt eine Kombination der in Teil I und Teil II untersuchten Restriktionen, zu einer Verschärfung der Probleme bei der Erreichung einer effizienten Allokation.

Allerdings wurde bereits in Kapitel 5 und 6 untersucht, wie selbst in Abwesenheit von Unsicherheit bezüglich der ökonomischen und ökologischen Konsequenzen von Entscheidungen Restriktionen der Instrumentenwahl die Zielsetzung einer effizienten Allokation gefährden können. Dabei implizierte die Beschränkung bei der Wahl der Rückerstattungsregel für das Aufkommen aus den Emissionssteuern bzw. dem Zertifikateverkauf, dass zwar nicht mehr jede beliebige, mindestens jedoch eine Pareto-effiziente Allokation durch Wahl des Steuersatzes bzw. der Zertifikatmenge erreicht werden konnte. Als ein größeres Hindernis für Effizienz stellte sich in Kapitel 6 die Nichtkompetitivität der Märkte heraus: Existieren keine Vermeidungstechnologien, konnte Effizienz nur durch Setzen einer Emissionssteuer erreicht werden, wenn gleichzeitig der Marktzugang beschränkt wurde. Kann die Anzahl der im Markt agierenden Firmen nicht direkt reguliert werden, so wird das Effizienzziel definitiv verfehlt. Sollten den verschmutzenden Firmen dagegen Vermeidungstechnologien zur Verfügung stehen, so kann das Ziel der Effizienz auch bei direkter Regulierung des Marktzugangs nicht mehr

erreicht werden. Man befindet sich also in einem “second best” Rahmen.

Es hat sich somit gezeigt, dass bei Ausblendung der zumeist bestehenden Unsicherheiten das Ziel der Effizienz mit umweltpolitischen Instrumenten dann erreicht werden kann, wenn die durch Umweltverschmutzung entstehenden externen Effekte das einzige Hindernis für die Effizienz des Marktergebnisses sind. Treten zusätzlich andere Marktunvollkommenheiten auf, wie zum Beispiel bei monopolistischem Wettbewerb, so können und sollten diese in der umweltpolitischen Entscheidung mit berücksichtigt werden. Das heißt, Umweltpolitik kann teilweise dazu benutzt werden, auch andere Ineffizienzen zu regulieren. Ein Allheilmittel sind dabei jedoch sowohl Emissionssteuern als auch Emissionszertifikate nicht. Das Ziel des Erreichens einer Pareto-effizienten Allokation muss im Allgemeinen aufgegeben werden. Wünschenswert wäre es daher, die Ineffizienzen des Marktsystems, die nicht durch die externen Effekte entstehen, durch separate Politikinstrumente zu regulieren. Inwieweit solche ergänzenden Instrumente existieren und verwendet werden können, soll jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht diskutiert werden.

Während im Teil II der Arbeit die oben genannten Restriktionen bei der Ausgestaltung der Politikinstrumente getrennt analysiert wurden, ist auch vorstellbar, dass diese Einschränkungen bei der Instrumentenwahl kombiniert auftreten. So könnte zum Beispiel eine Regulierung einer verschmutzenden, nichtkompetitiven Industrie ausschließlich mittels einer Emissionssteuer erfolgen müssen, wobei die Art und Weise der Verwendung des dadurch entstehenden Steueraufkommens fixiert ist.² Effizienz wird in diesem Rahmen nicht erreichbar sein, da sie ja schon an der Nichtkompetitivität der Märkte scheitern kann. Fraglich ist jedoch, ob zumindest ein zweitbestes Resultat erreicht werden kann, das heißt eines, das bei einer frei variierbaren Mittelverwendung optimal wäre. Bei der Beschäftigung mit dieser Frage ist zu beachten, dass, während die Menge der effizienten (erstbesten) Allokationen im Kapitel 5 als die Menge der Marktgleichgewichte charakterisiert werden konnte, für die zusätzlich die Lindahl-Samuelson Bedingung erfüllt ist, solch eine einfache Charakterisierung für die zweitbesten Allokationen im Fall nichtkompetitiver Märkte nicht vorgenommen werden kann. Diese

²Eine ähnliche Situation wäre eine Einführung einer Emissionssteuer angesichts bestehender Verzerrungen auf einzelnen Märkten, so zum Beispiel auf dem Arbeitsmarkt.

Allokationen sind zwar auch Marktgleichgewichte mit einer bestimmten Einkommensumverteilung zwischen den Haushalten, ein eindeutiges Kriterium wie die Lindahl-Samuelson-Bedingung, das zusätzlich erfüllt sein muss, existiert jedoch im Allgemeinen nicht. Die Fragestellung, ob eine Fixierung der Rückerstattungsregel in Anbetracht nichtkompetitiver Marktstrukturen das Erreichen selbst einer zweitbesten Allokation verhindert oder nicht, kann daher meines Erachtens nicht durch einen zu Kapitel 5 analogen Existenzbeweis beantwortet werden und verbleibt zukünftiger Forschung.

Abschließend soll noch einmal betont werden, dass für das Problem der Entscheidung unter Unsicherheit, die in der Regel bei umweltpolitischen Fragestellungen vorhanden ist, kein Patentrezept des Umgangs existiert. Auch die im Teil I dieser Arbeit herausgearbeiteten Ergebnisse gelten zunächst nur, wenn tatsächlich die Präferenz der Individuen adäquat als Choquet-Erwartungsnutzenmaximierung beschrieben werden kann. Darüber, welche Entscheidung *sozial* optimal wäre, kann also nichts ausgesagt werden. Nichtsdestotrotz soll diese Arbeit einen Beitrag geleistet haben, die hinter einer umweltpolitischen Entscheidung stehenden Probleme zu verdeutlichen und mögliche Konzepte zum Umgang mit diesen aufzuzeigen. Schließlich muss trotz aller bestehenden Unsicherheiten, trotz der Möglichkeit des Lernens und trotz verschiedenster Restriktionen bei der Ausgestaltung der Politikinstrumente eine Entscheidung bezüglich der wünschenswerten umweltpolitischen Eingriffe in den Marktmechanismus getroffen werden. Unsicherheit und die anderen bestehenden Probleme bei der Ausgestaltung von Umweltpolitik können kein Argument dafür sein, Entscheidungen nicht zu treffen bzw. herauszuzögern.

Literaturverzeichnis

Ahlheim, M. (1998): Measures of economic welfare, in: *Handbook of Utility Theory, vol. 1*, Barbera, S., P.J. Hammond und C. Seidel (Hrsg.), Kluwer: Dordrecht, ch. 11.

Arrow, K.J. (1951): *Social Choice and Individual Values*, Yale University Press: New Haven.

Arrow, K.J. und A.C. Fisher (1974): Environmental preservation, uncertainty and irreversibility, *Quarterly Journal of Economics* 88, 312-319.

Barnett, A.H. (1980): The Pigouvian tax rule under monopoly, *American Economic Review* 70, 1037-1041.

Baumol, W.J. und W.E. Oates (1988): *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed., Cambridge University Press: Cambridge.

Beck, S. (1999): Kassandra's Fall: Zur Rolle der Wissenschaft(en) im Falle von globalen Umweltveränderungen, in: *Tagungsdokumentation Die Natur der Natur*, IWT-Paper 23 (Bielefeld), 8-27.

Bishop, R.C. (1986): Resource valuation under uncertainty: principles for empirical research, in: *Advances in Applied Microeconomics*, Smith, V.K.(Hrsg.), Jai Press: Greenwich CT, 133-152.

Böhringer, C., Pahlke, A. und T.F. Rutherford (1997): Environmental tax reforms and the prospects for a double dividend. An intertemporal general equilibrium analysis for Germany, mimeo.

Böhringer, C., A. Pahlke, F. Vöhringer, U. Fahl und A. Voß (1998): Ökosteuerstudien – ein kritischer Vergleich, *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 48, 167-172.

Bovenberg, A.L. und L.H. Goulder: (1996) Optimal environmental taxation in the presence of other taxes: General-equilibrium analysis, *The American Economic Review* 86, 985-1000.

Brauch, H.G. (Hrsg.) (1996): *Klimapolitik: naturwissenschaftliche Grundlagen, internationale Regimebildung und Konflikte, ökonomische Analysen sowie nationale Problemerkennung und Politikumsetzung*, Springer: Berlin Heidelberg.

Buchanan, J.M. (1969): External diseconomies, corrective taxes, and market structure, *American Economic Review* 59, 174-177.

Camerer, C. und M. Weber (1992): Recent developments in modeling preferences: uncertainty and ambiguity, *Journal of Risk and Uncertainty* 5, 325-370.

Cansier, D. (1993): *Umweltökonomie*, G. Fischer Verlag: Stuttgart und Jena.

Cansier, D. und R. Krumm: (1997): Air pollution taxation: an empirical survey, *Ecological Economics* 23, 59-70.

Chamberlin, E. (1933): *The Theory of Monopolistic Competition*, Harvard University Press: Cambridge.

Chichilnisky, G. und G.M. Heal (1993): Global environmental risks, *Journal of Economic Perspectives* 7, 65-86.

Choquet, G. (1955): Theory of capacities, *Annales de l'Institut Fourier* 5, 131-295.

Coase, R.H. (1960): The problem of social cost, *The Journal of Law and Economics* 3, 1-44.

Debreu, G. (1959): *Theory of Value. An Axiomatic Analysis of Economic Equilibrium*, Cowles Foundation Monograph 17, Yale University Press: New Haven and London.

Dierker, E. (1982): Regular economies, in: *Handbook of Mathematical Economics*, vol.

- II, K.J. Arrow und M.D. Intriligator (Hrsg.), North-Holland: Amsterdam, ch. 17.
- DIW (Hrsg.) (1995): *Wirtschaftliche Auswirkungen einer Ökologischen Steuerreform*, DIW Sonderhefte 153, Duncker & Humblot: Berlin.
- Dixit, A.K. und J.E. Stiglitz (1977): Monopolistic competition and optimum product diversity, *American Economic Review* 67, 297-309.
- Dobbs, I.M. (1991): A Bayesian approach to decision-making under ambiguity, *Economica* 58, 417-40.
- Dow, J. und S.R.C. Werlang (1992): Uncertainty aversion, risk aversion, and the optimal choice of portfolio, *Econometrica* 60, 197-204.
- Ebert, U. (1992): Pigouvian taxes and market structure: the case of oligopoly and different abatement technologies, *Finanzarchiv* 49, 154-166.
- Eichberger, J. und S. Grant (1997): Dynamically consistent preferences with quadratic beliefs, *Journal of Risk and Uncertainty* 12, 189-207.
- Eichberger, J. und D. Kelsey (1996): Uncertainty aversion and dynamic consistency, *International economic review* 37, 625-640.
- Eichberger, J. und D. Kelsey (1997): Signalling games with uncertainty, Paper presented at Econometric Society European Meeting 1998, Berlin.
- Eichberger, J. und D. Kelsey (1999): E-Capacities and the Ellsberg paradox, *Theory and Decision* 46, 107-140.
- Eismont, O. und H. Welsch (1996): Optimal greenhouse gas emissions under various assessments of climate change ambiguity, *Environmental and Resource Economics* 8, 129-140.
- Ellsberg, D. (1961): Risk, ambiguity, and the Savage axioms, *Quarterly Journal of Economics* 75, 643-669.
- Engels, A., P. Pansegrau und P. Weingart (1996): *DFG-Projekt "Kommunikationen*

über Klimawandel zwischen Wissenschaft, Politik und Massenmedien" Zwischenbericht, IWT Paper 13: Bielefeld.

Epstein, L.G. (1980): Decision making and the temporal resolution of uncertainty, *International Economic Review* 21, 269-283.

Epstein, L.G. und M. le Breton (1993): Dynamically consistent beliefs must be Bayesian, *Journal of Risk and Uncertainty* 61, 1-22.

Fishburn, P. C. (1989): Generalizations of expected utility theories: a survey of recent proposals, *Annals of Operations Research* 19, 3-28.

Flohn, H. (1941): Die Tätigkeit des Menschen als Klimafaktor, *Zeitschrift für Erdkunde* 9, 13-22.

Garcia, C.B. und W.I. Zangwill (1981): *Pathways to Solutions, Fixed Points and Equilibria*, Prentice-Hall: Englewood Cliffs.

Gilboa, I. (1987): Expected utility with purely subjective non-additive probabilities, *Journal of Mathematical Economics* 16, 65-88.

Gilboa, I. und D. Schmeidler (1993): Updating ambiguous beliefs, *Journal of Economic Theory* 59, 33-49.

Graham, D.A. (1981): Cost benefit analysis under uncertainty, *American Economic Review* 71, 715-725.

Hanley, N. und C.L. Spash (1995): *Cost-Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar: Aldershot.

Henry, C. (1974): Investment decisions under uncertainty: the irreversibility effect, *American Economic Review* 64, 1006-12.

Hogarth, R.M. und H.J. Einhorn (1990): Venture Theory: a model of decision weights, *Management Science* 36, 780-803.

IPCC I (1996): *Climate Change 1995 – The Science of Climate Change: Contributions*

of Working Group I to the second assessment report of the IPCC, Houghton, J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg und K. Maskell (Hrsg.), Cambridge University Press: Cambridge.

IPCC III (1996): *Climate Change 1995 – Economic and Social Dimensions of Climate Change: Contributions of Working Group III to the second assessment report of the IPCC*, Bruce, J.P., H. Lee und E.F. Haites (Hrsg.), Cambridge University Press: Cambridge.

Jones, R.A. und J.M. Ostroy (1984): Flexibility and uncertainty, *Review of Economic Studies* 51, 13-32.

Karni, E. and Z. Safra (1989): Ascending bid auctions with behaviorally consistent bidders, *Annals of Operations Research* 19, 435-446.

Karni, E. und Z. Safra (1994): Unbounded behaviorally consistent stopping rules, *Journal of Risk and Uncertainty* 9, 231-38.

Karni, E. und D. Schmeidler (1991): Utility theory with uncertainty, in: *Handbook of Mathematical Economics, vol. IV*, Hildenbrand, W. und H. Sonnenschein (Hrsg.), North-Holland: Amsterdam, ch. 33.

Katsoulacos, Y. und A.P. Xepapadeas (1995): Pigouvian taxes under oligopoly, *Scandinavian Journal of Economics* 97, 411-420.

Kehoe, T. (1991): Computation and multiplicity of equilibria, in: *Handbook of Mathematical Economics, vol. IV*, Hildenbrand, W. und H. Sonnenschein (Hrsg.), North-Holland: Amsterdam, ch. 38.

Keith, D.W. (1996): When is it appropriate to combine expert judgements?, *Climatic Change* 33, 139-143.

Kelsey, D. (1995): Dutch books arguments and learning in a nonexpected utility framework, *International Economic Review* 36, 187-206.

Kelsey, D. und J. Quiggin (1992): Theories of choice under ignorance and uncertainty,

Journal of Economic Surveys 6, 133-53.

Kemfert, C. und H. Welsch (1998): Energy-capital-labor substitution and the economic effects of CO₂ abatement: evidence for Germany, Fondazione ENI Enrico Mattei, Nota di Lavoro 98.76.

Keynes, J. M. (1921): *A Treatise of Probability*, The Collected Writings of J.M. Keynes VIII, 1973, MacMillan: London.

Knight, F. (1921): *Risk, Uncertainty, and Profit*, Houghton Mifflin: New York.

Kolstad, C. (1994): The timing of CO₂ control in the face of uncertainty and learning, in: *International Environmental Economics: Theories, Models and Applications to Climate Change, International Trade and Acidification*, E. van Ierland (Hrsg.), Elsevier: Amsterdam, 75-96.

Kolstad, C. (1996): Learning and stock effects in environmental regulation: the case of greenhouse gas emissions, *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 1-18.

Lange, A. und T. Requate (1999): Emission taxes for price setting firms: differentiated commodities and monopolistic competition", in: *Environmental Regulation and Market Power*, Petrakis, E., E.S. Sartzetakis und A.P. Xepapadeas (Hrsg.), Edward Elgar: Cheltenham, 1-26.

Lange, A. und T. Requate (2000): Pigouvian taxes in general equilibrium with a fixed tax redistribution rule, *Journal of Public Economic Theory* 2, 25-42.

Levin, D. (1985): Taxation within Cournot oligopoly, *Journal of Public Economics* 27, 281-290.

Machina, M.J. (1989): Dynamic consistency and non-expected utility models of choice under uncertainty, *Journal of Economic Literature* 27, 1622-1668.

Mäler, K.-G. (1974): *Environmental Economics: A Theoretical Inquiry*, The John Hopkins University Press: Baltimore and London.

MasColell, A., M. D. Whinston und J. R. Green (1995): *Microeconomic Theory*, Oxford University Press: New York.

Meier, C.E. und Randall, A. (1991): Use value under uncertainty: is there a 'correct' measure? *Land Economics* 67, 378-389.

Michaelis, P. (1996): *Effiziente Klimapolitik im Mehrschadstofffall – Eine theoretische und empirische Analyse*, Kieler Studien 280, Mohr: Tübingen.

Mukerji, S. (1997): Understanding the nonadditive probability decision model, *Economic Theory* 9, 23-46.

Nisbet, E.G. (1994): *Globale Umweltveränderungen: Ursachen, Folgen, Handlungsmöglichkeiten. Klima, Energie, Politik*, Spektrum Akad. Verlag: Heidelberg Berlin Oxford.

Nordhaus, W.D. (1991): To slow or not to slow: the economics of the greenhouse effect, *Economic Journal* 101, 920-37.

Nordhaus, W.D. (1994): *Managing the Global Commons: The Economics of Climate Change*, MIT Press: Cambridge.

Parry, I. (1993): Some estimates of the insurance value against climate change from reducing greenhouse gas emissions, *Resource and Energy Economics* 15, 99-115.

Paté-Cornell, E. (1996): Uncertainties in global climate change estimates: an editorial essay, *Climatic Change* 33, 145-149.

Peck, S. und T. Teisberg (1993): Global warming uncertainties and the value of information: an analysis using CETA, *Resource and Energy Economics* 15, 71-97.

Pigou, A.C. (1920): *The Economics of Welfare*, 4th ed. (1932), Macmillan: London.

Proost, S. und D. van Regemorter (1995): Double dividend and the role of inequality aversion and macroeconomic regimes, *International Tax and Public Finance* 2, 207-219.

Rahmstorf, S. (1999): Rapid transitions of the thermohaline ocean circulation - a modelling perspective, in: *Reconstructing Ocean History: A Window into the Future*, Ab-

- rantes, F. und A.C. Mix (Hrsg.), Kluwer Academic/Plenum Publishers: New York, 139-149.
- Ready, R. (1995): Environmental valuation under uncertainty, in: *The Handbook of Environmental Economics*, Bromley, D.W. (Hrsg.), Blackwell: Oxford, 568-593.
- Requate, T. (1993a): Equivalence of effluent taxes and tradeable permits for environmental regulation of several local monopolies, *Economics Letters* 42, 91-95.
- Requate, T. (1993b): Pollution control in a Cournot duopoly via taxes or permits, *Journal of Economics* 58, 255-291.
- Requate, T. (1997): Green taxes in oligopoly if the number of firms is endogenous, *Finanzarchiv* 54, 261-280.
- Rohner, M. und O. Edenhofer (1996): Ökonomie und Klimawandel: Kann sich die Klimapolitik auf die Kosten-Nutzen-Analyse verlassen?, in: Brauch (1996), 153-168.
- Salop, S.C. (1979): Monopolistic competition with outside goods, *Bell Journal of Economics* 10, 141-156.
- Sardemann, G. (1997): Beeinflussung des globalen Klimas durch den Menschen: Historische Entwicklung und Stand des Wissens zum anthropogenen Treibhauseffekt, in: *Risiko Klima: Der Treibhauseffekt als Herausforderung für Wissenschaft und Politik*, Kopfmüller, J. und R. Coenen (Hrsg.), Campus Verlag: Frankfurt am Main, 27-73.
- Sarin, R.K. und P.P. Wakker (1992): A simple axiomatization of nonadditive expected utility, *Econometrica* 60, 1255-72.
- Sarin, R.K. und R.L. Winkler (1992): Ambiguity and decision modeling: a preference-based approach, *Journal of Risk and Uncertainty* 5, 389-407.
- Savage, L.J. (1954): *The Foundations of Statistics*, Wiley: New York.
- Schmeidler, D. (1989): Subjective probability and expected utility without additivity, *Econometrica* 57, 571-87.

Schmutzler, A. (1991): *Flexibility and Adjustment to Information in Sequential Decision Problems. A Systematic Approach*, Springer: Berlin Heidelberg.

Schönwiese, Ch.-D. (1996): Klimamodelle: Vorhersagen und Konsequenzen, in: Brauch (1996), 21-32.

Schönwiese, Ch.-D. (1997): Globale Klimaänderungen aufgrund des anthropogenen Treibhauseffektes und konkurrierender Einflüsse, in: *CO₂ – Eine Herausforderung für die Menschheit*, Gehr, P., C. Kost und G. Stephan (Hrsg.), Springer: Berlin Heidelberg, 1-14.

Segal, U. (1987): The Ellsberg paradox and risk aversion: an anticipated utility approach, *International Economic Review* 28, 175-202.

Spence, M. (1976): Product selection, fixed costs and monopolistic competition, *Review of Economic Studies* 43, 217-235.

Stock, M. (1996): Klimawirkungsforschung: Mögliche Folgen des Klimawandels für Europa, in: Brauch (1996), 33-45.

Taylor, J. (1998): Global warming: the anatomy of a debate, *Speeches of the Day* 4; 335-341.

Thompson, P.B. (1986): Uncertainty arguments in environmental issues, *Environmental Ethics* 8, 59-76.

Tirole, J. (1988): *The Theory of Industrial Organization*, The MIT Press: Cambridge.

Titus, J.G. (1992): The cost of climate change to the United States, in: *Global Climate Change: Implications, Challenges and Mitigation Measures*, Majumdar, S.K., L.S. Kalkstein, B.Yarnal, E.W. Miller und L.M. Rosenfeld (Hrsg.), Pennsylvania Academy of Science: Easton.

Ulph, A. und D. Ulph (1996): Global warming, irreversibility and learning, Discussion Paper in Economics and Econometrics No. 9601, University of Southampton.

Ulph, A. und D. Ulph (1997): Global warming, irreversibility and learning, *The Eco-*

conomic Journal 107, 636-650.

Wakker, P.P. (1988): Nonexpected utility as aversion to information, *Journal of Behavioral Decision Making* 1, 169-175.

Wätzold, F. (1998): *Umweltpolitische Konzeptionen bei ökologischer Unsicherheit*, Dunker & Humblot: Berlin.

Welsch, H. (1995): Greenhouse gas abatement under ambiguity, *Energy Economics* 17, 91-100.