



D. Hecht, N. Werbeck

unter Mitarbeit von:

F.-W. Bolle, T. Ebben, A. Hein, J. Hornscheidt, M. Kersting, M. Neskovic

Verfahren zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Dienstleistungen

Studie

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



Klimawandel in Regionen



VERFAHREN ZUR BEWERTUNG WASSERWIRTSCHAFTLICHER DIENSTLEISTUNGEN

Prof. Dr. Dieter Hecht (RUFIS e.V.)

Dr. Nicola Werbeck (RUFIS e.V.)

unter Mitarbeit von:

Dr.-Ing. Friedrich-Wilhelm Bolle (FiW), Thomas Ebben (RUFIS), Andreas Hein (IWW), Julia Hornscheidt (FiW), Dr. Michael Kersting (RUFIS) und Marina Neskovic (IWW)

Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- & Strukturpolitik (RUFIS) e.V., Bochum

www.rufis.de

Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH Aachen (FiW) e.V., Aachen

www.fiw.rwth-aachen.de

IWW Institut für Wasserforschung, Mülheim an der Ruhr

www.iww-online.de

dynaklim-Publikation Nr. 02/Okt. 2010



Abstract

Der Klimawandel wird erheblichen Einfluss auf die Wasserwirtschaft und somit auch auf die Menschen in der Emscher-Lippe-Region haben. Während die Kosten von Anpassungsmaßnahmen an Klimawandelfolgen verhältnismäßig leicht zu bestimmen sind, ist die Bewertung der nützlichen Maßnahmeneffekte schwierig. Der Hauptgrund ist darin zu sehen, dass diese Effekte oft nicht auf Märkten angeboten und nachgefragt werden und deshalb keine Marktpreise als Wertmaßstab existieren. Nach einer Analyse der Ausgangssituation werden verschiedene Werte von Wasser und Gewässern aufgezeigt. Der Informationsbedarf, um nützliche Effekte von Anpassungsmaßnahmen erfassen und bewerten zu können, ist abhängig von verschiedenen möglichen Zielen der Adaptation, die vergleichend vorgestellt werden. Zur monetären Bewertung von Umwelt- und Ressourcenkosten sowie Maßnahmen im Kontext der flexiblen und dynamischen Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel können unterschiedliche Methoden angewandt werden. Dabei sind direkte und indirekte Verfahren bei Primärstudien sowie Sekundärstudien im Rahmen eines Benefit Transfer voneinander zu unterscheiden, deren Anwendungsmöglichkeiten und -grenzen im vorliegenden Paper dargestellt werden. Abschließend werden die Bewertungsverfahren in einer Übersicht anhand eines Kriterienkatalogs gegenübergestellt.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	3
Übersichtsverzeichnis.....	3
Verzeichnis der Kästen	3
Abkürzungsverzeichnis.....	4
Symbolverzeichnis.....	4
1 Zielstellung: Flexible und dynamische Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel in der Emscher-Lippe-Region	5
1.1 Ausgangssituation in der Emscher-Lippe-Region	5
1.2 Nutzen des Bewertungsobjektes Wasser und Maßnahmenkosten	6
2 Grundlagen der Maßnahmenbewertung	17
2.1 Zielformulierung.....	17
2.2 Verfahren zur Monetarisierung von Umwelteffekten	21
3 Direkte Verfahren.....	23
3.1 Marktbewertung	23
3.2 Kontingente Bewertungsmethode (CVM).....	26
3.2.1 Überblick	26
3.2.2 Zahlungsbereitschaft.....	27
3.2.3 Befragungsverfahren.....	29
3.2.4 Differenzierung der Zahlungsbereitschaft	30
3.2.5 Anwendungsprobleme.....	31
3.2.6 Fazit	34
3.3 Contingent Choice	35
4 Indirekte Verfahren	37
4.1 Transportkostenansatz (Travel Cost Method, Reisekostenmethode)	37
4.2 Kostenbasierte Ansätze	38
4.3 Hedonic Pricing (Marktpreisdivergenzmethode)	39
5 Benefit Transfer.....	40
6 Übersicht über die Bewertungsverfahren.....	44
Literatur- und Quellenverzeichnis.....	46

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Wasserkreislauf.....	8
Abbildung 2: Optimale Anpassung an Klimawandelfolgen	9
Abbildung 3: Anpassung an Klimawandelfolgen	10
Abbildung 4: Sozialer Überschuss	11
Abbildung 5: Zielalternativen	18
Abbildung 6: Effekte einer Mengenausdehnung	23
Abbildung 7: Effekte einer Kostensenkung	24
Abbildung 8: Benefit Transfer	40

Übersichtsverzeichnis

Übersicht 1: Güter und Bewertungen	13
Übersicht 2: Werte von Umweltgütern.....	15
Übersicht 3: Anpassungsziele	17
Übersicht 4: Vergleichende Betrachtung von Zielalternativen	19
Übersicht 5: Bewertungsverfahren	22
Übersicht 6: Elemente einer CVM-Studie.....	26
Übersicht 7: Kompensationsmaße	28
Übersicht 8: Präferenzenthüllung	29
Übersicht 9: Befragungsverfahren	29
Übersicht 10: Probleme der Kontingenten Bewertung.....	32
Übersicht 11: Bewertungsverfahren	45

Verzeichnis der Kästen

Kasten 1: Marginale Bewertung	16
Kasten 2: Konsumentenrente.....	25

Abkürzungsverzeichnis

CVM	Kontingente Bewertungsmethode
DIN	Deutsches Institut für Normung
EPA	Environmental Protection Agency
EVRI	Environmental Valuation Reference Inventory
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
TrinkwV	Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser- verordnung - TrinkwV 2001)
USA	Vereinigte Staaten von Amerika
WHG	Gesetz für die Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG)
WTA	Willingness to Accept
WTP	Willingness to Pay

Symbolverzeichnis

e	Maß für die Abhängigkeit der Zahlungsbereitschaft vom Pro-Kopf-Einkommen
E^+	minimale Entschädigung für den Verzicht auf den Erhalt der Trinkwasserqualität
E^-	mindestentschädigung bei Qualitätsverschlechterung des Trinkwassers
KA_k	Kläranlagenbetreiber k
N_i	Nutzer i
PKE_x	durchschnittliches Pro-Kopf-Einkommen in der Studienregion
PKE_y	durchschnittliches Pro-Kopf-Einkommen in der Betrachtungsregion
RS_i	Regenwassersammler i
V_m	Verteiler m
WG_j	Wassergewinner j
WTP_x	bekannte Zahlungsbereitschaft im bereits untersuchten Gebiet
WTP_y	gesuchte Zahlungsbereitschaft in der Betrachtungsregion
Z^+	maximale Zahlung für Qualitätserhaltung des Trinkwassers
Z^-	maximale Zahlung für die Verhinderung der Qualitätsminderung des Trinkwassers

1 Zielstellung: Flexible und dynamische Anpassung der Wasserwirtschaft an den Klimawandel in der Emscher-Lippe-Region

1.1 Ausgangssituation in der Emscher-Lippe-Region

Wissenschaftliche Untersuchungen und Analysen prognostizieren für Deutschland neben nassen, moderateren Wintern insbesondere heißere Sommer als bisher, die durch längere Trockenperioden und wiederkehrende Starkregenereignisse geprägt sein werden. Diese klimatischen Veränderungen werden spürbare Auswirkungen auf Sicherheit, Qualität und Kosten der Wasserver- und Abwasserentsorgung sowie die Gewässerbewirtschaftung und damit auf die Leistungs- und Wettbewerbsfähigkeit der Emscher-Lippe-Region haben.

Die Emscher-Lippe-Region ist heute einer der am dichtesten besiedelten Wirtschaftsräume Europas, der in den industriell geprägten südlichen Großstadtraum (vereinfacht: Emscher-Region) und das überwiegend ländlich geprägte Siedlungsgefüge der Lippe-Region unterteilt werden kann. Das gesamte Einzugsgebiet von Emschergenossenschaft und Lippeverband hat eine Größe von ca. 4.145 km².¹ Das Abwasser der 3,85 Mio. Einwohner der Region wird in Kläranlagen mit einer Kapazität von 7,3 Mio. Einwohnerwerten gereinigt. Das Gebiet selbst ist prinzipiell wasserreich, hat aber mit großen Abwasserproblemen – u.a. aufgrund von Bergsenkungen – zu kämpfen. Die Strukturen von Wasserver- und Abwasserentsorgung sind hinsichtlich der Akteure, Aufgabenbereiche, Kompetenzzuweisungen und Verfahrensabläufe historisch entstanden und gewachsen. Sie wurden durch Politik, Verwaltung, Verbände und Unternehmen laufend an wirtschaftliche, gesellschaftliche und umweltbedingte Veränderungen angepasst. Die Emscher-Lippe-Region, die in den letzten Jahrzehnten bereits kräftige Veränderungen hinnehmen musste, wird sich auch in Zukunft weiter wandeln. Änderungen werden in mindestens drei Bereichen auf die Region einwirken; dies sind:

1. Demografie,
2. Wirtschaftsstruktur und
3. Klima.

Ad 1: Demografie

Hinsichtlich der demografischen Entwicklung können weite Teile der Projektregion als vorlaufend für die gesamte Bundesrepublik angesehen werden. Das Ruhrgebiet weist schon seit längerer Zeit eine schrumpfende Bevölkerung auf, was auch in Zukunft der Fall sein wird. Für das Lippeverbandsgebiet wird ein geringerer Bevölkerungsrückgang prognostiziert als für die Emscherregion. Dabei ergibt sich die insgesamt moderatere Entwicklung im Lippegebiet aus der Abweichung zwischen stark schrumpfenden Städten im nördlichen Ruhrgebiet und zum Teil deutlich wachsenden Kommunen im ländlichen Raum.² Das Durchschnittsalter der geringer werdenden Bevölkerung wird steigen³, was hinsichtlich der Wasserver- und Abwasserentsorgung sowohl quantitative als auch qualitative⁴ Veränderungen mit sich bringen wird.

Ad 2: Wirtschaftsstruktur

Mit der Einschränkung des Bergbaus und dem Kapazitätsabbau in der Stahlindustrie in den 90er Jahren wurde ein gewaltiger Strukturwandel – weg von der Montanindustrie hin zu anderen gewerblichen Bereichen und zum Dienstleistungssektor – eingeleitet. Der Wandel beinhaltet auch maßgebliche infrastrukturelle Veränderungen der Region wie den Umbau des gesamten Emscher-Systems. Angesichts der Dimensionen und der Langfristigkeit des wirtschaftlichen Strukturwandels ist es unabdingbar, regionale Planungs- und Entwicklungsprozesse für die kommenden Jahre vor dem Hintergrund der unsicheren Klimaveränderungen anpassungsfähiger als bisher zu gestalten, sie gegebenenfalls neu auszurichten und die absehbaren klimatischen Veränderungen auch als Chance für die wirtschaftliche Entwicklung der Region zu nutzen.

1 Vgl. Emschergenossenschaft/Lippeverband (2009a); Emschergenossenschaft/Lippeverband (2009b).

2 Vgl. Lippeverband (2008), S. 23 ff.

3 Vgl. Regionalverband Ruhr (2009), S. 3ff.

4 Hierbei ist insbesondere an die steigende Belastung durch Arzneimittelrückstände zu denken.

Ad 3: Klima

Die Einflüsse des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft resultieren aus dem Temperaturanstieg der Luft, der Änderung der Niederschlagsverteilung sowie aus der Zunahme von Hochwässern und Trockenperioden⁵. Für die Emscher-Lippe-Region können sich daraus zahlreiche negative Auswirkungen auf die Wasserversorgung, die Siedlungsentwässerung und die Abwassersammlung und -behandlung ergeben, die auch im wirtschaftlichen und gesellschaftspolitischen Kontext relevant sind und deshalb berücksichtigt werden müssen.⁶ Die Effekte werden aber erst in Zukunft erkennbar und die konkreten regionalen Wirkungen sind mit großen Unsicherheiten für eine problemgerechte Organisation und Finanzierung der Wasserwirtschaft behaftet. Fest steht allerdings bereits jetzt, dass der Klimawandel über Veränderungen im Wasserkreislauf die ökonomische Wettbewerbs- und Innovationsfähigkeit der Emscher-Lippe-Region berühren wird. Daher besteht ein Anpassungsbedarf, der in Zukunft hohe Anforderungen an privates und öffentliches Management stellen wird.

Alle diese Veränderungen machen Anpassungsmaßnahmen erforderlich. Wegen der Unsicherheit über die konkreten Klimawandelfolgen (in Verbindung mit den demografischen und wirtschaftsstrukturellen Änderungen) ist es notwendig, dass Entscheidungsträger aus Unternehmen, Verbänden, Politik und Verwaltung in der Emscher-Lippe-Region, aber auch die Bürger selbst, zukünftig flexibel auf sich ändernde Rahmenbedingungen reagieren können. Dazu müssen frühzeitig klimarelevante Informationen für die Bereiche Gewässer, Trinkwasser, Brauchwasser und Abwasser in der Emscher-Lippe-Region gewonnen, ausgewertet und bewertet werden, damit effiziente Entscheidungen über Planung und Durchführung von konkreten Anpassungsmaßnahmen an Klimawandelfolgen getroffen werden können. Die Schwierigkeit der Aufgabe liegt u.a. in dem begrenzten Wissen über Klimateffekte und Anpassungsalternativen, aber auch in der mangelnden Verfügbarkeit von Marktpreisen als Bewertungsmaßstab, um über die absolute und relative Vorteilhaftigkeit von Maßnahmen entscheiden zu können. Aus diesem Grunde müssen Bewertungsverfahren gefunden werden, die eine Vergleichbarkeit von Anpassungsmaßnahmen schaffen, damit auf der Basis von Präferenzen und personellen, technischen und finanziellen Möglichkeiten eine effiziente Entscheidung getroffen werden kann. Dies ist eine besondere Herausforderung für Entscheidungsträger, da heute verfügbare Mittel eingesetzt werden müssen, um unsichere Wirkungen von morgen zu begrenzen.

1.2 Nutzen des Bewertungsobjektes Wasser und Maßnahmenkosten

Wasser ist ein unersetzbares Gut, das vielfältig genutzt werden kann. Zur Aufgliederung dieser Nutzungsmöglichkeiten können grob die Bereiche Trinkwasser, Abwasser und Gewässer unterschieden werden.

Das Trinkwasser, dessen Güteanforderungen in DIN 2000⁷ und der Trinkwasserverordnung⁸ festgelegt sind, kann weitergehend in die Kategorien Trinkwasser i.e.S und Brauchwasser differenziert werden. Dabei wird das Trinkwasser i.e.S. durch die Leitungen an private Haushalte und weitere Abnehmer geliefert. Brauchwasser (auch Betriebswasser) dient einer spezifischen industriellen⁹, gewerblichen¹⁰, landwirtschaftlichen¹¹ oder häuslichen¹² Anwendung und kann in den Reinheitsanforderungen von denen des Trinkwassers abweichen.¹³

Die Beseitigung und Reinigung von Abwasser dient in erster Linie der Städtehygiene und der Entwässerung; es ist aber ebenfalls eine direkte Verwendung sowohl von Teilen des Abwassers als auch der durch den Reinigungsprozess gewonnenen Stoffe möglich. Abwasser ist nach § 54 Wasserhaushaltsgesetz¹⁴ definiert als „das durch häuslichen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften

5 Vgl. Ludwig/Moench (2009), S. 37 ff. und ausführlich Quirnbach u.a. (2009) sowie Quirnbach u.a. (2010).

6 Das Klima und insbesondere das Niederschlagsgeschehen haben sich seit Beginn des 21. Jahrhunderts in Deutschland merkbar verändert, was z.T. zu erheblichen Problemen für Menschen, Sachgüter und Natur geführt hat. Insbesondere städtische Nutzungen und kommunale Infrastrukturen werden sowohl durch Überflutungen nach Starkregen als auch durch zunehmende Trockenperioden wesentlich beeinträchtigt [Umweltbundesamt (2008); Zebisch u.a. (2005)]. Diese Problemlagen werden sich nach einschlägigen Prognosen [z. B. MUNLV (o.J.)] weiter verschärfen.

7 Deutsches Institut für Normung, Standard 2000.

8 TrinkwV 2001 vom 21. Mai 2001.

9 Z.B. als Kühlwasser.

10 Z.B. zur Verdünnung oder zur Reinigung fester Materialien.

11 Zur Bewässerung.

12 Etwa für Toilettenspülung oder Pflanzen-/Gartenbewässerungen.

13 Vgl. Katalyse. Institut für angewandte Umweltforschung e.V. (2010).

14 Gesetz für die Ordnung des Wasserhaushalts – WHG vom 31. Juli 2009.

veränderte und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließende Wasser (Schmutzwasser) sowie das durch Niederschläge aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen abfließende und gesammelte Wasser (Niederschlagswasser)“. Sowohl Niederschlags- als auch Schmutzwasser können kanalisiert, behandelt und transportiert werden. Das Niederschlagswasser kann bei separater Sammlung und Speicherung sowohl privat¹⁵ als auch gewerblich¹⁶ eine neue Verwendung finden. Gereinigtes Abwasser wird als Endprodukt des Klärprozesses in Deutschland in der Regel in ein Gewässer eingeleitet. Durch eine gesteuerte Einleitung aus dem Kläranlagenabfluss kann der Vorfluter reguliert und so in begrenztem Umfang das Hochwasserrisiko verringert werden. Für einige Gewässer stellen Abläufe aus Kläranlagen eine Hauptwasserquelle dar. Weitere denkbare Nutzungsarten, die in Deutschland bisher jedoch nicht oder nur selten angewendet werden, sind z.B. die landwirtschaftliche Bewässerung, eine Speicherung in Löschteichen oder eine jahreszeitlich abhängige Nutzung zum Kühlen oder Heizen¹⁷ von Gebäuden.

Eine weitere Nutzungsmöglichkeit ergibt sich durch den bei der Abwasserreinigung als Abfallprodukt anfallenden Klärschlamm. Bei der Vergärung des Klärschlammes entsteht Biogas, aus dem durch Verbrennung Energie gewonnen werden kann. Wird der ausgefaulte Klärschlamm verbrannt, so ist der Übergang zwischen einer thermischen Beseitigung und Verwendung abhängig von Verfahren und Aufwand für die Trocknung, vom Wirkungsgrad des Kraftwerks und dem kalorischen Brennwert des Klärschlammes. Liegen ein besonders guter Wirkungsgrad und ein hoher Brennwert vor, so kann aus dem Verbrennungsprozess Energie gewonnen und genutzt werden. In der Zement- und Ziegelindustrie kann Klärschlamm als Ersatzbrennstoff eingesetzt werden. Bei geringer Schadstoffbelastung stellt die landwirtschaftliche Nutzung zudem eine interessante Synergie zwischen Düngung des Bodens und kurzem Transportweg dar.

Gewässer umfassen stehende und fließende Gewässer.¹⁸ Gewässer(-leistungen) werden vielfältig genutzt. So können sie der Siedlungsentwicklung, dem Stadtklima, der Erholung und der Freizeitgestaltung in Form von Naherholung in einer durch ein Gewässer geprägten Landschaft dienen.¹⁹ Gewässer bieten zudem einen vielfältigen ökologischen Lebensraum für Tiere und Pflanzen und werden darüber hinaus als Transportwege verwendet.²⁰ Ein direkter Einsatz des im Gewässer befindlichen Wassers erfolgt im Rahmen der Nutzung als Rohwasserquelle und als Kühlwasser in der Energieproduktion. Als Vorfluter haben Gewässer eine wichtige Funktion zur Ableitung des Niederschlags und zur Aufnahme des gereinigten Abwassers.

Für alle diese Bereiche kann grob zwischen einem natürlichen Wasserkreislauf (Verdunstung, Niederschlag, Abfluss) und einem künstlichen Kreislauf (Wassergewinnung, Wasserlieferung und -verteilung, Abwassersammlung und Abwasserreinigung) unterschieden werden (Abbildung 1).

Zum künstlichen Wasserkreislauf gehören Wassergewinner (WG2), Wasserverteiler (V1) und Nutzer des Wassers (N2, N3). Genutztes Wasser wird über Kläranlagen (KA2) wieder dem natürlichen Wasserkreislauf zugeführt. Die Aufgaben der Wassergewinnung, Wassernutzung und Abwasserreinigung in Kläranlagen können sowohl in verschiedenen Einzelunternehmen durchgeführt werden als auch in einem Unternehmen vereint sein (WG1, N1, KA1)), wobei bei Kühlwassernutzern die Klärung entfallen kann. Den Kläranlagen wird zudem ein Teil des Niederschlags auf öffentliche und private Flächen zugeführt. Ein anderer Teil gelangt unmittelbar²¹ (oft vermischt mit Schadstoffen von Straßen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen) direkt wieder in den natürlichen Wasserkreislauf zurück. Manche Nutzer (N4) entnehmen Wasser direkt der Umwelt und leiten es über Kläranlagen (KA2) wieder zurück. Ein Teil des Niederschlagswassers wird gesammelt (RS1) und einer Nutzung zugeführt (N2) oder jenseits der Abwasserentsorgungssysteme direkt wieder in Gewässer oder Grundwasser geleitet.

15 Etwa zur Bewässerung des Gartens und beim Zulauf von Waschmaschinen..

16 So etwa zur Berieselung mit dem Ziel der Staubreduktion oder als Einsatzstoff in der Papierindustrie.

17 Vgl. o.V. (2010), S. 3.

18 Meere und Ozeane werden, da sie in der Projektregion nicht vorhanden sind, nicht weiter betrachtet. Sie würden allerdings bei einer Übertragung der Ergebnisse auf andere Regionen u.U. in dem hier verfolgten Zusammenhang zu berücksichtigen sein.

19 Dabei ist der Erholungswert stark abhängig von der dargebotenen Gewässerqualität. In Trockenzeiten könnte ein Fluss aufgrund einer gestiegenen Konzentration von problematischen Stoffen kippen. Verbunden mit einer Geruchsentwicklung würde die Erholungsfunktion verloren gehen.

20 In der Projektregion werden die Kanäle beschifft.

21 Z.T. nach einer Regenwasserbehandlung.

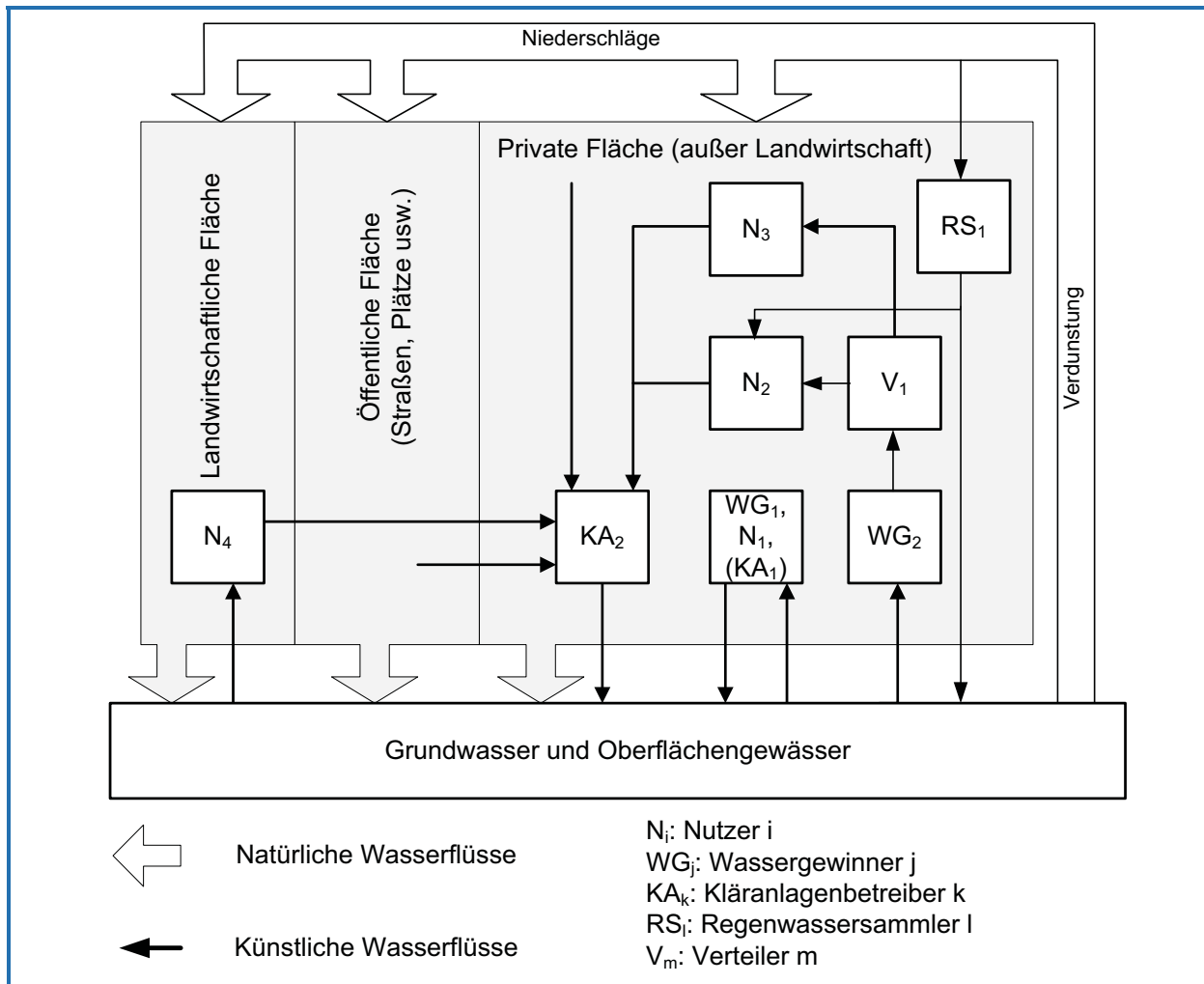


Abbildung 1: Wasserkreislauf

Die Leistungen von Wasser an sich, von Gewässern, Wasserversorgungs- und Abwasserentsorgungssystemen haben einen Wert.²² Sie stiften einen Nutzen. Durch den Klimawandel werden die Leistungen von Gewässern möglicherweise eingeschränkt und das Leistungsvermögen von bestehenden Wasserver- und Abwasserentsorgungssystemen wird eventuell überfordert. Gewässer können bspw. ihre Qualität als Lebensraum verlieren oder nur noch unzureichende Wassermengen oder -qualitäten für die Trinkwasserversorgung liefern. Beispiele für Auswirkungen auf die Wasserver- und Abwasserentsorgung sind, dass bestehende Trinkwasserversorgungssysteme möglicherweise eine gesicherte Versorgung nicht mehr gewährleisten und Abwassersysteme u.U. anfallende Wassermengen nicht mehr bewältigen können, so dass es zu Überflutungen oder zum ungeklärten Ableiten von Schmutzwasser in Gewässer kommt. Dadurch entstehen Kosten. Ursache dieser Kosten sind Veränderungen in der natürlichen Umwelt („Klimawandel“), die im Projekt *dynaklim* als grundsätzlich gegeben anzunehmen sind. Offen ist dabei, in welchem Ausmaß es zu einem Klimawandel kommt und welche konkreten Folgen er mit sich bringen wird. Dies führt dazu, dass die Kosten des Klimawandels nicht mit Sicherheit auftreten. Im besten Fall können Effekten des Klimawandels – und damit den Kosten – Wahrscheinlichkeiten zugeordnet werden, im ungünstigsten Fall muss mit Effekten gerechnet werden, die nicht vorhergesehen wurden.²³ Dies erschwert die Auswahl geeigneter Anpassungsmaßnahmen, ändert aber nichts daran, dass eine solche Auswahl möglichst gut informiert erfolgen und ein hohes Maß an Flexibilität in sich bergen sollte.

22 Zu einer kurzen Diskussion des Begriffes „Wert“ vgl. Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 12 f.

23 Vgl. hierzu ausführlicher: Hecht/Kersting/Werbeck (2010).

Veränderungen in der natürlichen Umwelt (wie bspw. häufigere Starkregen, längere Trockenzeiten im Sommer) rufen Effekte hervor, die von Menschen als unerwünscht eingestuft werden.²⁴ Sie führen zu physischen Nachteilen und Schäden, die nach einer Bewertung Schadenskosten mit sich bringen. Diese Schäden und die damit verbundenen (Umwelt- und Ressourcen-) Kosten müssen aber nicht hilflos hingenommen werden. Vielmehr können Anpassungsmaßnahmen ergriffen werden, mit denen sich die unerwünschten Folgen einer Klimaänderung wenn nicht vermeiden, so doch zumindest begrenzen lassen. Solche Anpassungsmaßnahmen können bspw. technischer Art sein oder in organisatorischer Richtung erfolgen. Die folgende Abbildung 2 zeigt das damit verbundene grundsätzliche Abwägungsproblem.

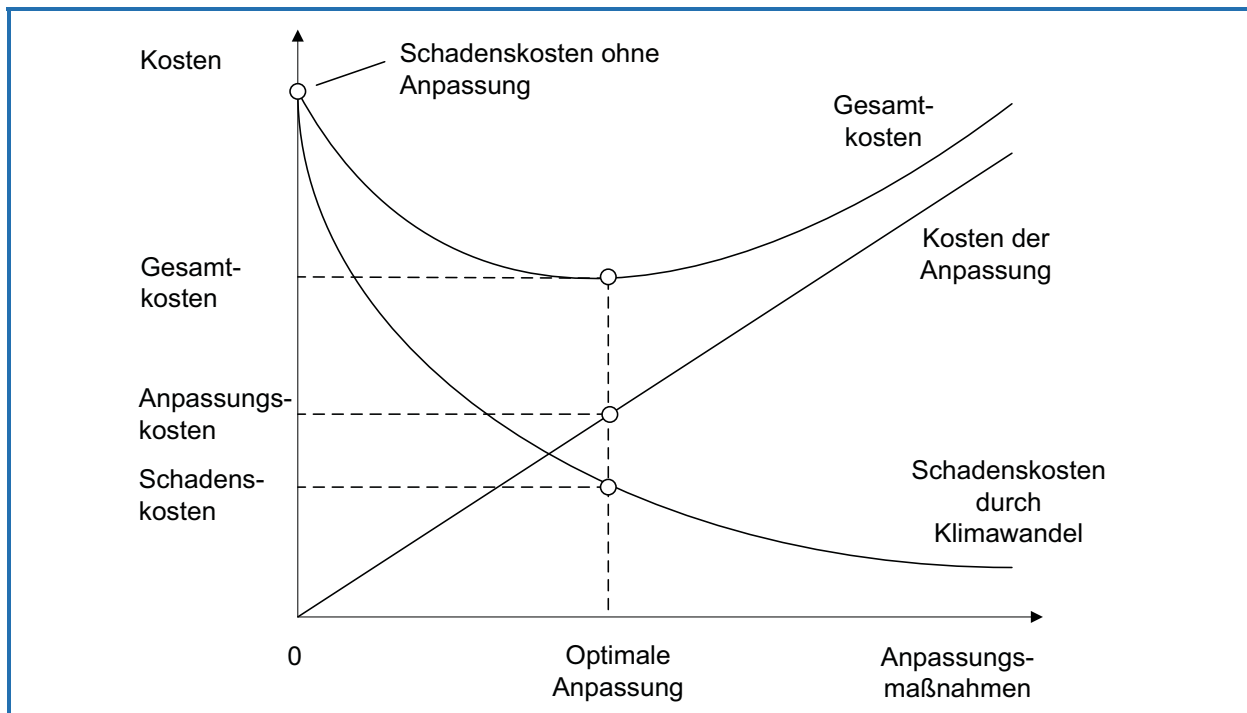


Abbildung 2: Optimale Anpassung an Klimawandelfolgen

Ohne Anpassungsmaßnahmen führt Klimawandel zu Schäden in Höhe von „Schadenskosten ohne Anpassung“. Durch Anpassungsmaßnahmen können diese Schadenskosten reduziert werden. Den sinkenden Schadenskosten stehen aber steigende Kosten der Anpassung gegenüber. Die optimale Anpassung erfolgt, wenn die Summe aus beiden Kosten (Schadenskosten + Anpassungskosten) minimiert wird.

Sind die „Schadenskosten ohne Anpassung“ höher als in der Abbildung 2 dargestellt, hat dies – bei gegebenen Anpassungskosten – zwei Konsequenzen:

- Das optimale Ausmaß der Anpassung wird größer, d.h. es lohnt sich, umfangreichere Anpassungsmaßnahmen zu ergreifen.
- Die Gesamtkosten aus Anpassungskosten und verbleibenden Schadenskosten nehmen zu.

Sind die „Schadenskosten ohne Anpassung“ geringer als in Abbildung 2, treten die umgekehrten Effekte auf: Das optimale Ausmaß der Anpassung wird geringer und die Gesamtkosten reduzieren sich.

Verlaufen die Kosten der Anpassung flacher als in Abbildung 2 dargestellt,

- nimmt das Ausmaß der optimalen Anpassung zu und

24 Z.B. Überschwemmungsrisiken für Untertanler, denen mit Hochwasserschutzmaßnahmen begegnet werden kann. Auch kann es zu starken Aufheizungen des Oberflächenwassers kommen, sodass die Rohwasserentnahme seitens der Trinkwasserversorger aus einer tieferen, kühleren Wasserschicht erfolgen muss. Zudem muss das gewonnene Trinkwasser zusätzlich in Folge von Keimbildung vor der Einspeisung desinfiziert werden. Vgl. MUNLV (2010), S. 11 ff.

- sinken die Gesamtkosten.

Verlaufen die Kosten der Anpassung steiler, treten die umgekehrten Effekte auf.

Um abschätzen zu können, in welchem Ausmaß Anpassungsmaßnahmen ergriffen werden sollten, müssen die Anpassungskosten und die Schadenskosten des Klimawandels zumindest annähernd bestimmt werden. Dabei ist der Schaden senkende Effekt der Anpassungsmaßnahmen als Nutzen der Anpassung anzusehen.

Im Unterschied zur Abbildung 2, in der kontinuierlich steigenden Anpassungskosten ein ebenso kontinuierlich sinkender Schaden gegenübersteht, wird es praktisch oft darum gehen, abzuwägen, ob ein Schadensproblem mit einer Anpassungsmaßnahme angegangen werden kann. Abbildung 3 zeigt diese Situation. Während die Kosten der Anpassungsmaßnahme 1 die der vermeidbaren Schäden übersteigen, ist die Maßnahme 2 lohnend.

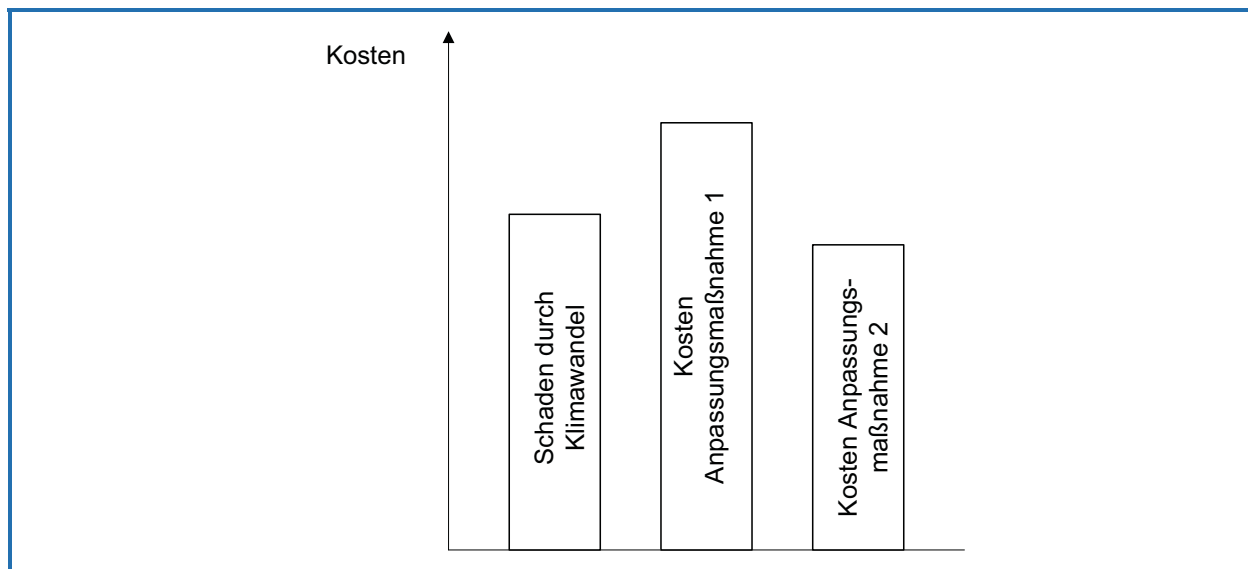


Abbildung 3: Anpassung an Klimawandelfolgen

Ohne Bewertungen kann nicht entschieden werden, ob einzelne Anpassungsmaßnahmen lohnend sind oder nicht. Davon zu trennen ist die Frage, „wie“ bewertet wird. Aus ökonomischer Sicht ist grundsätzlich eine monetäre Bewertung anzustreben: Nutzen (in der Form reduzierter Schadenskosten) und Anpassungskosten sind in Euro zu bewerten. Denkbar sind aber auch andere Verfahren, wie bspw. eine Bewertung anhand von Nutzwerten.²⁵

Sowohl in Abbildung 2 als auch in Abbildung 3 sind „Kosten“ genannt: Kosten aufgrund von Schadfekten des Klimawandels und Kosten der Anpassung. Bezüglich dieser Kosten wird bei Bewertungen von Anpassungsmaßnahmen und Klimawandelfolgen regelmäßig nicht von einem betriebswirtschaftlichen, sondern von einem volkswirtschaftlichen Kostenbegriff ausgegangen. Betriebswirtschaftliche Kosten sollen einen periodisierten Werteverzehr abbilden, während die volkswirtschaftlichen Kosten

25 Bei der Nutzwertanalyse wird auf eine monetäre Bewertung verzichtet. Unterschiedlich dimensionierte Größen werden über Zielverwirklichungswerte (beispielsweise auf einer Skala zwischen 1 und 10) „vergleichbar“ gemacht. Vgl. dazu für wasserwirtschaftliche Projekte Pflügner (1989); Pflügner (1991); Rickert/Ruiz-Rodriguez/Ruwenstroth (1993). Hier tritt dann aber wieder das Problem auf, das die monetäre Kosten-Nutzen-Analyse zu vermeiden sucht: Es müssen unterschiedlich dimensionierte Größen verglichen werden. Wenn beispielsweise mit Anpassungsmaßnahme A bei der Bekämpfung von Klimawandelfolgen ein Nutzwert von 8 erreicht, bei Maßnahme B einer von 4, dann kann nur bei identischen Anpassungskosten eine begründete Aussage derart getroffen werden, dass Maßnahme A der Maßnahme B vorzuziehen ist. Sobald sich die Kosten der Maßnahmen gravierend unterscheiden, dass Maßnahme A deutlich teurer ist als Maßnahme B, hilft die Nutzwertanalyse für eine Entscheidung nicht mehr weiter. Beträgt der Kostenunterschied bspw. 5 Mio. €, dann stellt sich die nicht zu beantwortende Frage: Ist ein zusätzlicher Nutzwert von 4 Punkten 5 Mio. € wert?

auf den entgehenden Nutzen aus einer nicht verwirklichten Alternative abstellen.²⁶ Diese volkswirtschaftlichen Kosten werden auch als Opportunitätskosten bezeichnet.²⁷ Kosten des Klimawandels sind genauso wie Kosten der Anpassung Opportunitätskosten, also Kosten aufgrund von Zielverzicht. Letztlich muss irgendwann irgendwo irgendjemand durch Verzicht – nicht unbedingt in Geld – „bezahlen“, wenn knappe Ressourcen für die Produktion beansprucht werden oder ihre Nutzung eingeschränkt wird.

Kosten setzen sich zusammen aus den Kosten, die der Nutznießer einer Maßnahme tragen muss (private Kosten), und den Kosten, die auf andere abgewälzt werden (soziale Zusatzkosten). In der Summe bilden diese beiden Kosten die sozialen Kosten, die bei einer vergleichenden Bewertung von alternativen Handlungsmöglichkeiten zugrunde gelegt werden müssen. Nutzen – auch aufgrund reduzierter Kosten – bestehen aus dem Vorteil, den ein Akteur für sich selbst vereinnahmen kann (privater Nutzen), und dem Nutzen, der Dritten ohne eigenes Zutun zufällt (sozialer Zusatznutzen). Zusammen bilden sie den sozialen Nutzen, der bei einer gesamtwirtschaftlichen Abwägung den sozialen Kosten gegenübergestellt werden muss. Abbildung 4 zeigt die Zusammenhänge. Gesamtwirtschaftlich ist eine Maßnahme zur Anpassung an Klimawandelfolgen nur lohnend, wenn sie einen gesamtwirtschaftlichen Überschuss hervorbringt.

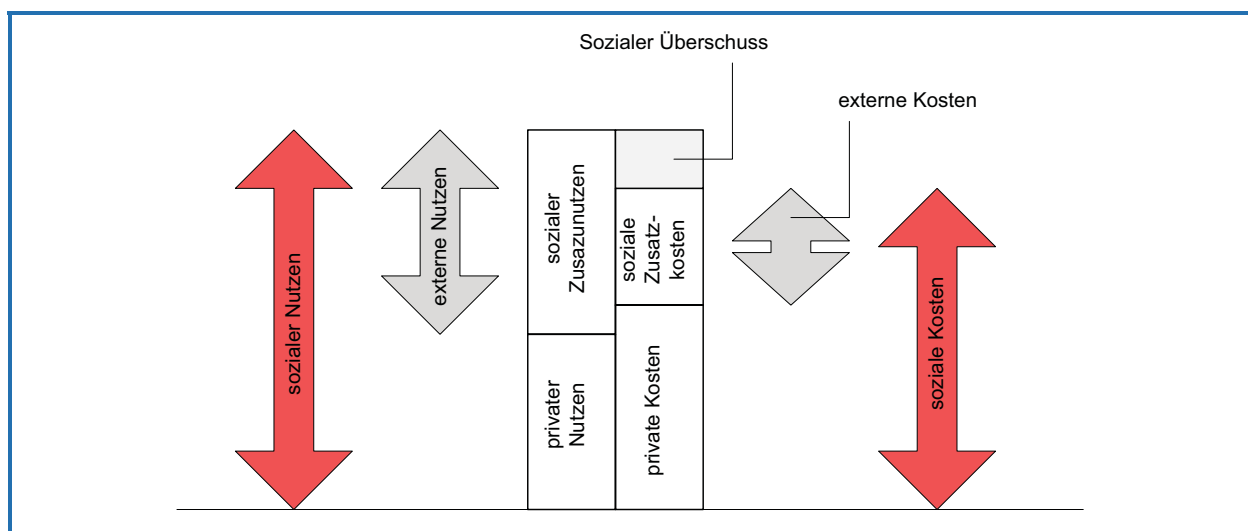


Abbildung 4: Sozialer Überschuss

Private Kosten und Nutzen auf der einen, soziale Zusatzkosten und -nutzen auf der anderen Seite, sind eng mit Gütereigenschaften verbunden. Das Standardgut in einer Marktwirtschaft ist das sogenannte private Gut. Private Güter wie bspw. Maschinen, Anlagen, Bauteile sowie Hilfs- und Betriebsstoffe, die für Anpassungsmaßnahmen benötigt werden, werden auf Märkten gehandelt und anhand von weitgehend beobachtbaren Marktpreisen bewertet. Ob es sich aus volkswirtschaftlicher Sicht lohnt eine Klimaanpassungsmaßnahme durchzuführen, kann nur entschieden werden, wenn die sozialen Nutzen und Kosten miteinander verglichen werden. So ist in Abbildung 4 die Situation gegeben, dass die privaten Kosten den privaten Nutzen übersteigen. Einzelwirtschaftlich wäre die Maßnahme dann nicht lohnend, obwohl sie gesamtwirtschaftlich vorteilhaft ist.

Die enge Abgrenzung von „privatem Nutzen“ und „privaten Kosten“ sollte im Zusammenhang mit der Anpassung an den Klimawandel auf eine höhere „einzelwirtschaftliche“ Betrachtungsebene erweitert

26 Wird beispielsweise eine Anlage für 10.000.000 € errichtet, dann fallen in den Folgejahren betriebswirtschaftliche Kosten z.B. dadurch an, dass die Anlage an Wert verliert, was durch jährliche Abschreibungen abgebildet werden soll. Die volkswirtschaftlichen Kosten sind darin zu sehen, dass die 10.000.000 € auch für einen anderen Zweck hätten genutzt werden können. Der mit dieser Alternative verbundene Nutzen kann nun nicht realisiert werden und stellt Kosten in der Form von Nutzenentgang dar.

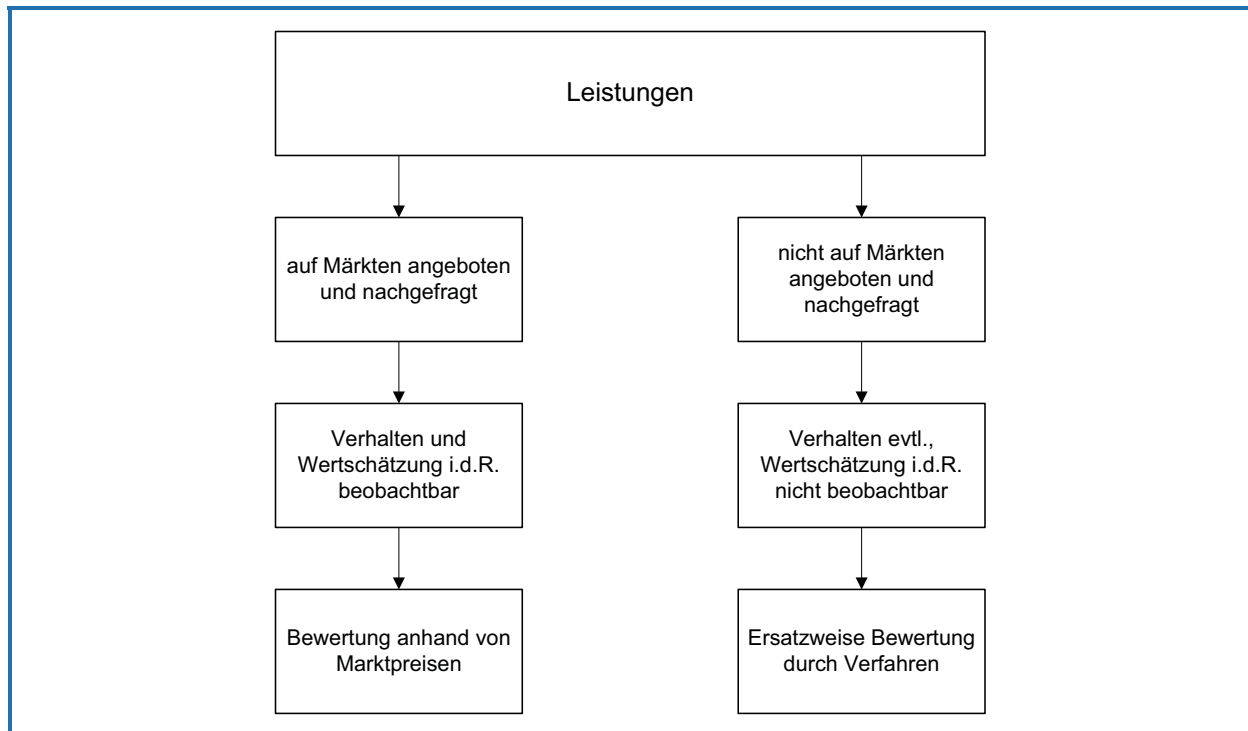
27 Vgl. Schäfer/Ott (2005), S. 81.

werden. Steht bspw. eine Kommune als einzelwirtschaftlicher Akteur vor der Entscheidung, zum Schutz vor Hochwasser einen Retentionsraum zu schaffen, so werden in der Stadt oder Gemeinde die Nutzen und Kosten für die Kommune (einzelwirtschaftliche Effekte) gegeneinander abgewogen werden. Kommt es zu einer höheren Einstufung der Kosten als der Nutzen für die Kommune, wird die Schaffung von Retentionsraum unterbleiben. Würden dagegen auch die flussabwärts bei einer anderen Kommune entstehende Nutzen („soziale Zusatznutzen“) mit berücksichtigt, wäre die Anpassungsmaßnahme eventuell lohnend.

Bei der Ermittlung von Nutzen und Kosten stellen sich verschiedene Bewertungsprobleme. Mit Blick auf den Wasserkreislauf kann beispielhaft folgendes festgehalten werden:

- Die Kosten eines Ausbaus von Gewässern, Wasserver- oder Abwasserentsorgungssystemen können bezüglich des eingesetzten Materials, der eingesetzten Baugeräte, der eingesetzten Arbeitskräfte usw. anhand der Marktpreise dieser Produktionsfaktoren abgeschätzt werden.
- Probleme werfen externe Kosten der Baumaßnahmen auf: Wie sollen bspw. die Verkehrsbehinderungen, der monatelange Baulärm oder die Einbußen von Einzelhändlern bewertet werden?
- Die Wertschätzung der Versorgung mit Trinkwasser bestimmter Qualität kann (näherungsweise) anhand von Marktpreisen bzw. Tarifen bestimmt werden. Hier treten u.U. Probleme auf, weil die Preise nicht wettbewerbsbestimmt sind.
- Die Wertschätzung für eine geordnete Abwasserentsorgung kann näherungsweise anhand von Marktpreisen bzw. Gebühren bestimmt werden. Auch hier treten u.U. Probleme auf, weil die Preise nicht wettbewerbsbestimmt sind.
- Für viele Umweltleistungen gibt es keine Märkte, damit auch keine Bewertung anhand von Marktpreisen. Ein sauberes Gewässer oder der Schutz gefährdeter Tier- und Pflanzenarten können nicht im Supermarkt gekauft werden. Auch mehr oder weniger Sicherheit bei der Wasserver- und Abwasserentsorgung wird auf Märkten nicht gehandelt. Eine Möglichkeit, über Beobachtungen direkt Wertschätzungen für Gewässerleistungen oder Ver- und Entsorgungssicherheit herleiten zu können, besteht somit in den meisten Fällen nicht. Für die Bewertung muss stattdessen auf Verfahren wie etwa Befragungen zurückgegriffen werden.

Somit kann grob zwischen Leistungen, die auf Märkten angeboten und nachgefragt werden, und solchen Leistungen, für die es keine Märkte gibt, unterschieden werden (vgl. Übersicht 1).



Übersicht 1: Güter und Bewertungen

Gewässern können verschiedene Werte zugerechnet werden.²⁸ Grob kann zwischen Nutzer- und Nicht-Nutzer-Wertschätzungen (Use and Nonuse Values) unterschieden werden. Nutzer-Werte sind Werte, die einem Gewässer zugerechnet werden, weil einzelne Menschen oder Unternehmen es selbst verwenden. Wer etwa gerne angelt, zieht daraus, dass er in einem unbelasteten Gewässer fischen kann, einen unmittelbaren Nutzen. Ein Erholungssuchender zieht direkt einen Nutzen daraus, dass er einen Fluss besucht. Trinkwasserversorger profitieren unmittelbar davon, wenn das einem Fluss entnommene Wasser wenig oder nicht belastet ist. Diese Akteure leisten zwar in der Regel keine Zahlung für eine gute Gewässerqualität. Ihre Wertschätzung kann aber über Hilfsgrößen wie z.B. reduzierte Kosten für die Trinkwasseraufbereitung abgeschätzt werden. Verglichen mit den Nicht-Nutzerwerten sind die Nutzerwerte auch deshalb relativ einfach zu bestimmen, weil sie mit einer leicht erfassbaren Gruppe von Organisationen (z.B. Wasserversorgern) oder Personen (z.B. Erholungssuchenden) in Verbindung gebracht werden können.

Nicht-Nutzerwerte werden in den Existenz- und den Optionswert unterteilt. Menschen können einem Gewässer einen Wert beimessen, weil sie es eventuell demnächst nutzen wollen, obwohl sie bisher nicht zu den Nutzern gehören. Wenn etwa jemand plant, im kommenden Jahr eine ansprechende gewässergeprägte Landschaft zu besuchen, wird er dieser Landschaft einen Wert derart zumessen, dass er sie bis zu seinem Besuch erhalten haben möchte. Dieser Wert ist der Optionswert.

Daneben wird der Wert, der mit dem Erhalt der Reversibilität einer Handlung verbunden ist, als „Quasi-Optionswert“ bezeichnet. Es gibt demnach eine Wertschätzung dafür, sich in Zukunft flexibel an neue Erfahrungen und Erkenntnisse über Schäden aus Klimawandelfolgen anpassen zu können. Deshalb sollten Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel so ausgerichtet sein, dass sie keine Zementierung des eingeschlagenen Pfades in sich bergen. Hier kommen Vorsorgeüberlegungen im eigenen Interesse zum Tragen.

Schließlich können aber auch Menschen, die weder fischen noch wandern, sauberen Gewässern oder naturnahen Landschaften einen Wert zumessen. Sie können bspw. eine Präferenz dafür haben, dass Artenreichtum oder schöne Landschaften erhalten werden, ohne dass sie diese Arten oder Land-

28 Vgl. Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 270 ff.; Faucheux/Noël (2001), S. 315 ff.

schaften in irgendeiner Form nutzen oder eine Nutzung (und sei es nur die Nutzung „anschauen“) planen. Verschiedene Studien kommen zu dem Ergebnis, dass dieser Existenzwert die Wertschätzung der tatsächlichen Nutzer deutlich übersteigen kann.²⁹ Deshalb ist es sehr wichtig, diesen Wert zu ermitteln. Er kann auf drei Motive zurückgeführt werden:

1. Vermächtnismotiv

Menschen möchten ihren Nachfahren eine ausreichende Versorgung mit Nahrung und Trinkwasser sowie eine funktionierende Infrastruktur hinterlassen. Dazu gehören dauerhaft nutzbare Straßen, die nicht überflutet, verschmutzt und beschädigt werden, ebenso Kanalisationen, die Auswirkungen potenzieller Starkregenereignisse auffangen können. Auch das zukünftige Vorhandensein hochwertiger Gewässer und Landschaften, die zur Erholung genutzt werden können, gehört zu diesem Motiv. Zwar ist heute nicht bekannt, ob die Ur-Ur-Urenkel in 100 Jahren ein Interesse daran haben werden, über bestimmte Arten verfügen oder eine naturbelassene Flusslandschaft besuchen zu können. Man kann nicht einmal sicher sein, Ur-Ur-Urenkel zu haben. Aber Menschen können heute eine Wertschätzung dafür zeigen, dass Nachfahren Chancen offen gehalten werden.

2. Geschenkmotiv

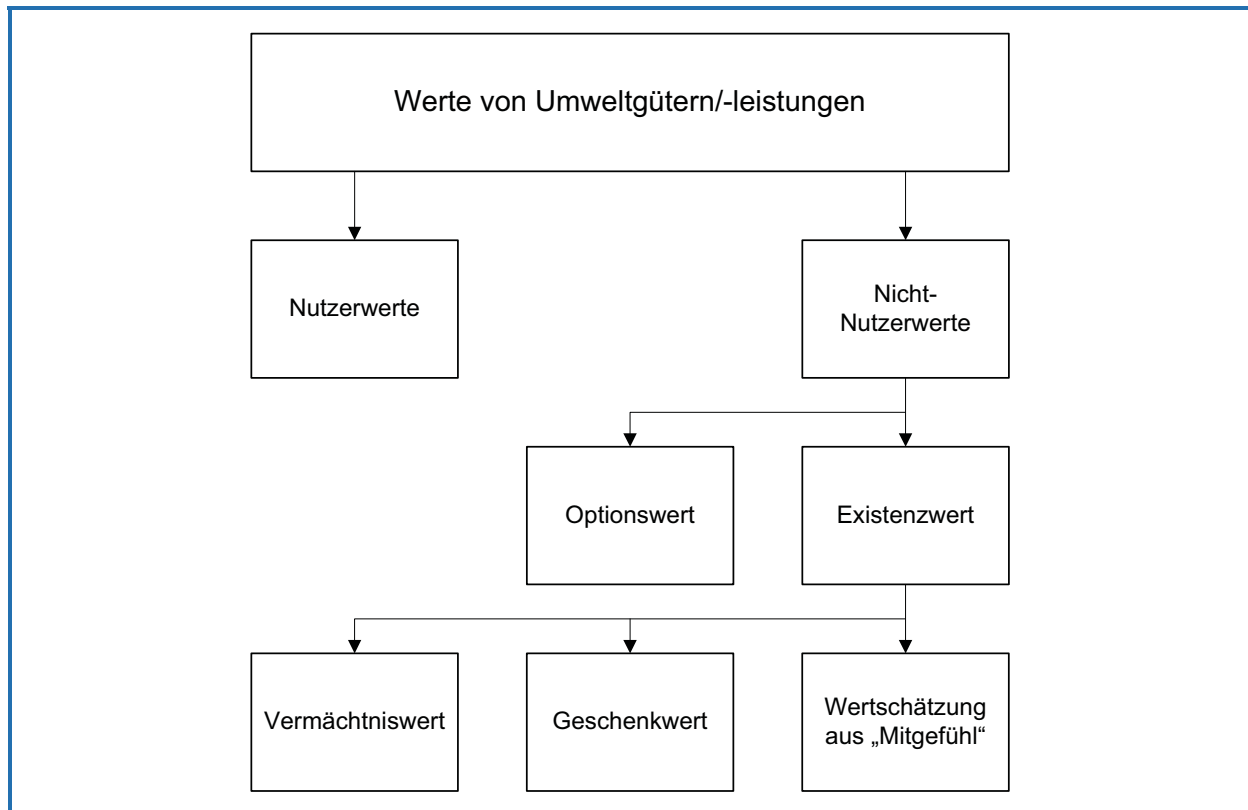
Dieses Motiv ähnelt dem Vermächtnismotiv, aber das Geschenk richtet sich an die lebende Generation. Auch wenn Menschen selbst nie eine bestimmte Leistung in Anspruch nehmen, können sie dem Umstand, dass andere sie nutzen können, einen Wert beimessen. Auch hier beruht die eigene Wertschätzung darauf, dass andere eine Ressource nutzen können. Dies ist aber nicht der Nutzerwert, den eine Person dieser Leistung beimisst. Es muss keine Beziehung zwischen dem Wert, den jemand einer eigenen Nutzung zumisst, und dem Wert, den jemand der Möglichkeit zumisst, dass andere ein Gewässer nutzen können, geben. Beispiele dafür sind das Schwimmen in Seen und der Besuch von Parkanlagen, die im Rahmen der Zunahme von Trockenheit in besonderem Maße bewässert werden müssen.

3. Mitgefühlmotive (Sympathy motives)

Einem Gewässer kann auch ein Wert zugesprochen werden, weil Menschen Achtung gegenüber Pflanzen und/oder Tieren, die in Gewässern oder weitgehend unberührter Natur leben, zeigen. Der Wert ist unabhängig von Nutzerwerten für außen stehende Menschen. Vermächtnis- und Geschenkmotive können darauf beruhen, dass ein Gewässer guter Qualität erhalten bleiben soll, damit bspw. heutige und künftige Touristen sich daran erfreuen können. Das Mitgefühlmotiv zielt dagegen darauf ab, ein Gewässer zu schützen, auch wenn deshalb gegenwärtige und künftige Nutzungen unterbleiben müssen. Dieses Motiv ist eng verbunden mit einer Vorstellung von „Rechten der Natur“ (ökozentrischer vs. anthropozentrischer Umweltschutz).

Damit ergibt sich die folgende Übersicht 2.

29 Vgl. Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 270 ff.



Übersicht 2: Werte von Umweltgütern

Der Gesamtwert von Umweltgütern, der sich aus der Summe aller Nutzer- und Nicht-Nutzerwerte ergibt, wird auch als „Total Economic Value“ bezeichnet.

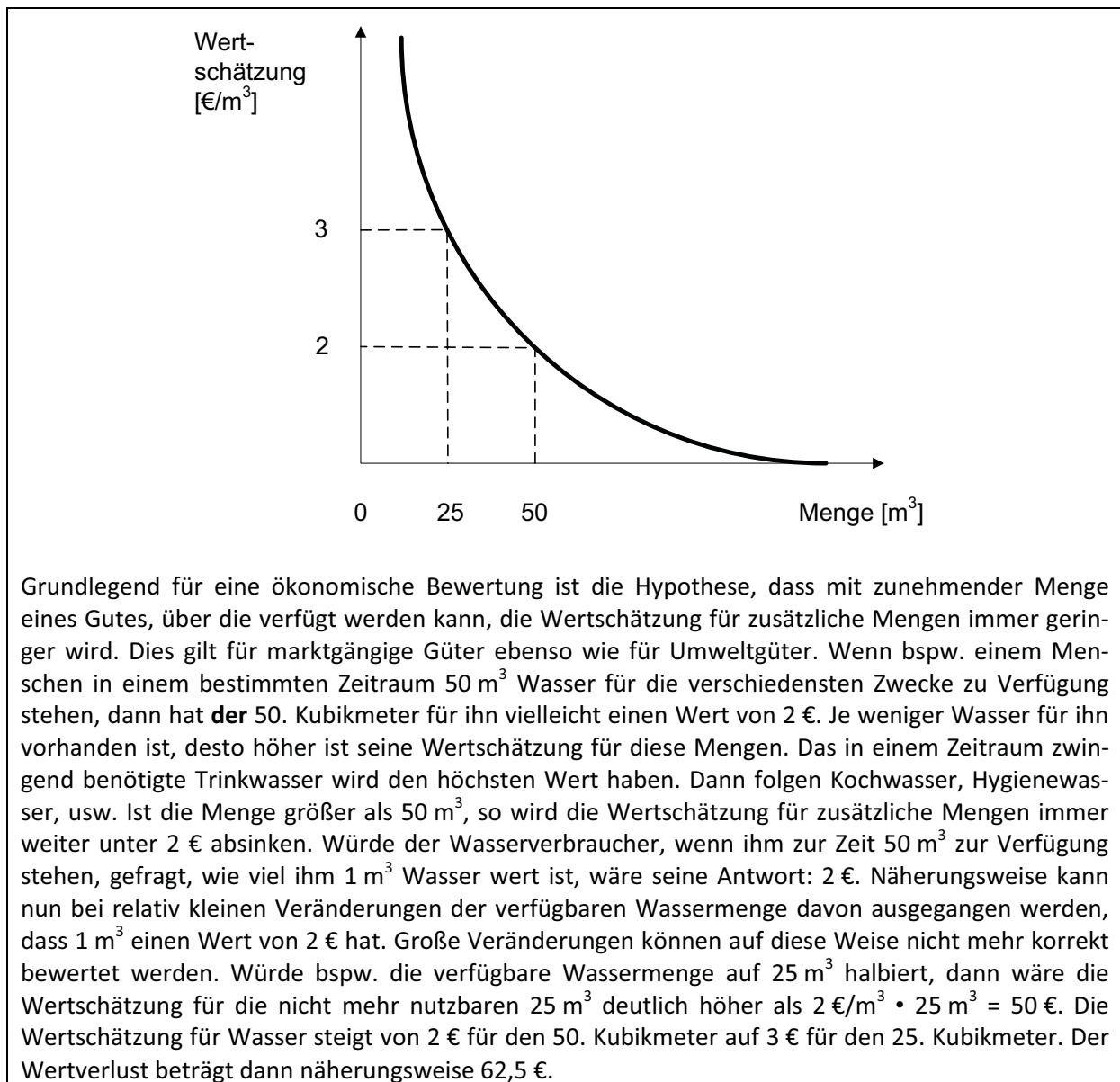
Bei der Bewertung von Gewässerleistungen und anderen Umweltgütern, aber auch bei der Bewertung von nicht-marktgängigen Gütern wie „Schutz vor Überschwemmungen in Kommunen“, ist es analog zur Güterbewertung auf Märkten wichtig, sich darüber klar zu sein, was Gegenstand der Bewertung sein soll, damit Fehlschlüsse vermieden werden. Ausgangspunkt der Bewertung ist immer eine bestimmte vorhandene Menge oder Qualität eines Gutes. Davon ausgehend sollen Mengen- oder Qualitätsänderungen bewertet werden. Es wird weder das gesamte Wasser Nordrhein-Westfalens bewertet, noch alle erzeugte Energie. Vielmehr werden Marginalbetrachtungen vorgenommen.³⁰ Menschen sind in der Lage, ihre Zahlungsbereitschaft bspw. für *einen* Kubikmeter Wasser zu offenbaren, was sie im Rahmen des marktlichen Austausches auch tun (vgl. den folgenden Kasten 1). Ebenso ist es – jenseits aller praktischen Probleme bei der Erhebung – im Wege eines ökonomischen Abwägungskalküls möglich, zu entscheiden, ob und in welchem Maße Geld für eine Verbesserung der Gewässerqualität – ausgehend von einer gegebenen Qualität – verausgabt werden soll. Über Marktpreise oder anderweitig ermittelte Preise wird aber nicht die Wertschätzung für alle Mengeneinheiten eines Gutes widerspiegelt, sondern nur für kleine, marginale Einheiten: „Monetarisierung ist marginal.“³¹ Es wird somit auch nicht versucht, „die“ Gewässer oder „die“ Landschaft zu bewerten, sondern es wird eine relativ kleine Verbesserung oder Verschlechterung der Wassermenge oder der Qualität eines Gewässers erfasst und bewertet.³² Gleiches gilt bspw. bezüglich der Sicherheit von Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung: Es wird nicht „die“ Sicherheit bewertet, sondern eine kleine Zu- oder Abnahme an Sicherheit. Geht man bspw. davon aus, dass in einer Region die Trinkwasserversorgung in längeren Trockenzeiten ohne Anpassungsmaßnahmen

30 Vgl. Hampicke (1998), S. 106.

31 Hampicke (1998), S. 105.

32 Diskutiert wird in diesem Zusammenhang die Frage nach absoluten Grenzen der Umweltbeanspruchung. Vgl. etwa Costanza u.a. (2001), S. 103 ff.; Faucheux/Noël (2001), S. 358 ff.

mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% aufrechterhalten werden kann, in einer anderen Region nur mit 30%, dann wird der Erhöhung der Versorgungssicherheit um einen Prozentpunkt durch Anpassungsmaßnahmen wahrscheinlich unter sonst gleichen Bedingungen eine unterschiedliche Wertschätzung zukommen.

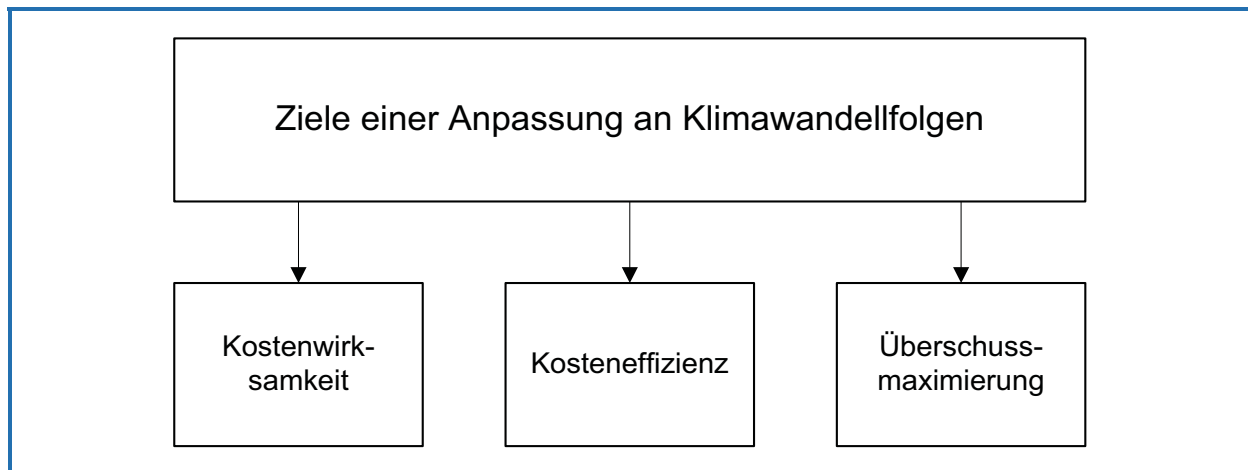


Kasten 1: Marginale Bewertung

2 Grundlagen der Maßnahmenbewertung

2.1 Zielformulierung

Maßnahmen zur Anpassung an Klimawandelfolgen sind mit Kosten verbunden und stiften einen Nutzen, der sich vor allem in reduzierten Klimaschäden zeigt. Eine Maßnahmenbewertung kann nur bezogen auf angestrebte Ziele vorgenommen werden. Grundsätzlich sind drei Ziele denkbar (Übersicht 3):



Übersicht 3: Anpassungsziele

Lautet die Zielvorgabe „Kosteneffizienz“, sind Maßnahmen(kombinationen) einzusetzen, mit denen ein vorgegebenes Anpassungsziel am kostengünstigsten erreicht werden kann. Bei einer Zielvorgabe „Kostenwirksamkeit“ sind solche Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen auszuwählen, die bei gegebenem Budget einen maximalen Beitrag zur Minderung von Klimawandelfolgeschäden leisten. Bei der Zielgröße „Überschussmaximierung“ schließlich werden die Maßnahmenkosten mit dem Maßnahmennutzen (reduzierte Schäden durch den Klimawandel) verglichen, und es sollen die Maßnahmen ergriffen werden, mit denen die Differenz zwischen Nutzen und Kosten (der „Überschuss“) maximiert wird.³³

In der folgenden Abbildung 5 sind die drei Ziele dargestellt, wobei ein höheres Ziel für eine umfangreichere Anpassung steht:

- Im ersten Fall ist das Anpassungsziel „Ziel 1“ gesetzt und soll mit den geringsten Kosten (hier „Kosten 1“) erreicht werden.
- Im zweiten Fall steht ein bestimmter Betrag „Kosten 2“ zur Verfügung, der so eingesetzt werden soll, dass ein möglichst hohes Maß an Anpassung erreicht wird („Ziel 2“).
- Im dritten Fall gibt es keine Vorgaben, sondern es sollen Anpassungen betrieben werden, bis die Kosten aus verbliebenen Schadenskosten und Anpassungskosten minimiert sind („Ziel 3“ und „Kosten 3“).

33 Anders ausgedrückt heißt das: Es sollen solange weitere Maßnahmen ergriffen werden, wie die damit verbundenen zusätzlichen Kosten unter den zusätzlichen Nutzen liegen.

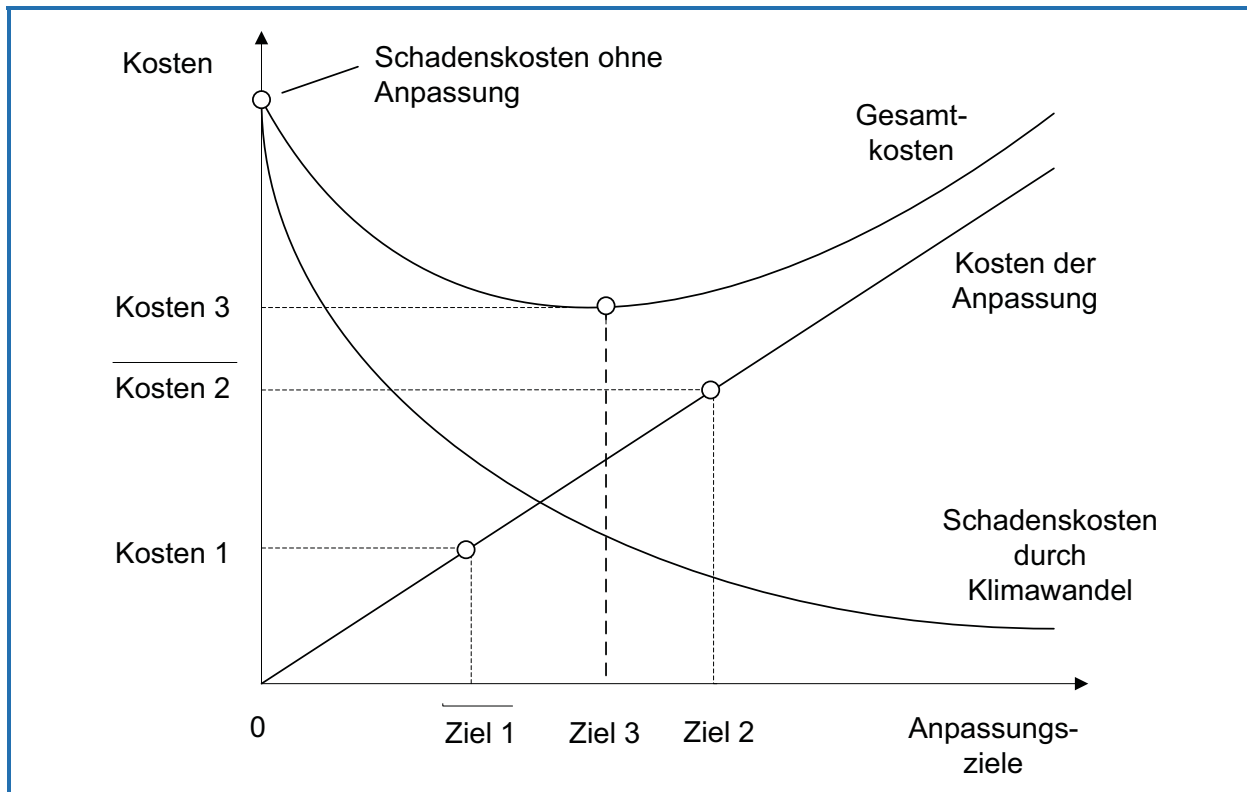


Abbildung 5: Zielalternativen

Bewertungen sind unabhängig von der Zielvorgabe erforderlich. Beim Ziel „Kosteneffizienz“ muss geprüft werden, welche Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen welche Beiträge zur Zielerreichung leisten und welche Kombinationen die kostengünstigsten sind. Reduzierte Schäden müssen nicht bewertet werden, weil die Zielvorgabe „physischer“ Natur sein kann, so bspw.: „Reduziere die Wahrscheinlichkeit eines Überlaufens von Kläranlagen um 10%.“ Lautet die Zielvorgabe „Kostenwirksamkeit“, werden Bewertungen der reduzierten Schäden zumindest hilfreich sein. Da vermutlich unterschiedliche Schäden und Schadeneffekte reduziert werden können, erlaubt erst eine vereinheitlichende Bewertung der reduzierten Schäden in Geld (oder Nutzwerten) eine Aussage darüber, wann ein bestimmter Betrag so wirksam wie möglich eingesetzt worden ist. Allerdings ist es auch denkbar, dass der Zielerreichungsgrad nur „physisch“ gemessen wird. Beim Ziel „Überschussmaximierung“ ist eine Bewertung der reduzierten Schäden zwingend erforderlich.

Die vergleichende Betrachtung der einzelnen Ziele zeigt einige grundlegende Unterschiede:

- Der Informationsbedarf bei der Zielgröße „Kosteneffizienz“ („Ziel 1“) ist relativ gering. Es müssen von den Entscheidungsträgern physische Ziele formuliert bzw. von anderen Entscheidungsträgern übernommen und einzelne Maßnahmen oder Maßnahmebündel zur Zielerreichung identifiziert werden. Für diese Maßnahmen(bündel) sind dann die Kosten zu bestimmen, und es sind die Maßnahmen mit den geringsten Kosten zu wählen. Dieser Ansatz kann als pragmatischer Ansatz bezeichnet werden, sofern die Zielgröße normativ durch einen (politischen) Konsens herbeigeführt wird.
- Der Informationsbedarf bei der Zielgröße „Kostenwirksamkeit“ („Ziel 2“) ist ebenfalls relativ gering. Die Entscheidungsträger müssen Einigung über einen Betrag erreichen, den sie in den Schutz vor Klimawandelfolgen investieren wollen, und anschließend muss die Maßnahme oder Maßnahmenkombination ausgewählt werden, bei der mit diesem Betrag das höchste Ausmaß an

Schutz erreicht werden kann. Dieser Ansatz kann ebenfalls als pragmatischer Ansatz bezeichnet werden, bei dem die monetäre Bewertung der Nutzeffekte³⁴ eventuell unterbleiben kann.

- Eine Überschussmaximierung („Ziel 3“) ist die ökonomisch wünschenswerte Lösung, weil hier sowohl die Kosten als auch die Nutzen von Anpassungsmaßnahmen in einer Einheit („Euro“) bewertet werden, was die Effekte vergleichbar macht. Allerdings ist die Umsetzung dieser Zielgröße verglichen mit anderen deutlich aufwändiger, da die Nutzen der Anpassung an Klimawandelfolgen (reduzierte Schäden) im „first best“-Fall monetär bewertet werden müssen.

In der folgenden Übersicht 4 sind die drei Zielalternativen zusammenfassend gegenübergestellt.

Verfahren	Zielgröße	Vorteile	Nachteile
Kostenwirksamkeitsanalyse	Maximale Zielverbesserung mit einem gegebenen Betrag	Geringe Bewertungskosten, da nur Maßnahmen bewertet werden müssen	Rechtfertigungsprobleme, da Zielwert variabel ist eventuell hohe Kosten durch Abweichungen vom (unbekannten) Anpassungsoptimum
Kosteneffektivitätsanalyse	Erreichen eines gegebenen Ziels mit minimalen Kosten	Gegenüber der Kostenwirksamkeitsanalyse: <ul style="list-style-type: none"> • bessere Informationsnutzung; Politische Formulierung von angestrebten Nutzeffekten gegenüber KNA: <ul style="list-style-type: none"> • Zielfindung relativ kostengünstig, wenn physisch und nicht wertorientiert 	Gegenüber Kostenwirksamkeitsanalyse: <ul style="list-style-type: none"> • höhere Kosten wegen Konsensfindung über Zielgröße gegenüber KNA: <ul style="list-style-type: none"> • Annäherung an Optimum nur zufällig • monetären Kosten der Maßnahmen steht eine u.U. nur physisch beschriebene Zielgröße gegenüber
Überschussmaximierung (Kosten-Nutzen-Analyse)	Maximierung des Überschusses zwischen Nutzen und Kosten	Abwägung von Kosten und Nutzen idealiter in einer Bewertungseinheit [€]; hilfsweise evtl. Nutzwerte bei den reduzierten Klimafolgeschäden hohe Informationsausnutzung	Hohe Kosten, da die Nutzeffekte bewertet werden müssen; Nutzen und Kosten (und damit auch die anzustrebende Qualität) sind zunächst offen, da der anzustrebende Schutz vor Klimawandelfolgen nicht eindeutig bestimmt wird

Übersicht 4: Vergleichende Betrachtung von Zielalternativen

Eine monetäre Bewertung erfordert den Rückgriff auf Preise. Damit ist aus ökonomischer Sicht das größte Problem von Überschussmaximierungen mit Hilfe von Kosten-Nutzen-Analysen angesprochen: Die Bewertung von Effekten, die Kosten und Nutzen eines Projektes mitbestimmen.³⁵ Drei Fälle können unterschieden werden:

34 Oder auch eine Bewertung in Nutzwerten.

35 Dieses Bewertungsproblem stellt sich aber bei jedem Verfahren, in dem Vor- und Nachteile mit unterschiedlichen Dimensionen auf einen Nenner gebracht werden sollen. Selbst wenn explizit darauf verzichtet wird, kommt es implizit doch zu einem solchen Vorgehen.

- Sofern Marktpreise für die Effekte einer Anpassungsmaßnahme vorliegen, können diese grundsätzlich in die Kosten-Nutzen-Analyse übernommen werden. Der von Unternehmen verlangte Preis für ein Produkt ist durch die Kosten der Produktion (mit)bestimmt, und der Preis, den Menschen für ein Produkt bereit sind zu zahlen, sagt etwas über den Nutzen aus, den sie aus diesem Produkt ziehen. Er spiegelt die Untergrenze der Wertschätzung wider, weil sie sonst das Produkt nicht erwerben würden.
- Marktpreise sind allerdings oft verfälscht. Sie werden durch Steuern verzerrt, und in die Preisbildung fließen nicht sämtliche Kosten und Nutzen ein. Kosten, die in Preise keinen Eingang finden, werden, wie oben bereits dargestellt, externalisiert. Liegen solche Externalitäten vor, sind Marktpreise nur noch eingeschränkt zur Bewertung geeignet. Sie müssen korrigiert werden.
- Schließlich fehlen Marktpreise oft gänzlich. Viele Umweltgüter, aber auch andere Dinge, sind aufgrund ihrer Eigenschaften durch ein Fehlen von Märkten gekennzeichnet. Präferenzen für Gewässerqualität werden kaum auf Märkten aufgedeckt, und damit wird auch die Wertschätzung für Gewässer nicht sichtbar. Aus diesem Grunde müssen andere Wege gefunden werden, individuelle Präferenzen aufzudecken und zu bewerten.³⁶ Die Ökonomie hat verschiedene Ansätze entwickelt – die im folgenden Abschnitt kurz vorgestellt werden – um die Mindestwertschätzung für Nutzeffekte von Maßnahmen oder die Mindestkosten von Schadefekten zu bestimmen.

Grundlage jeder Bewertung ist eine Nutzenbetrachtung, die auf individuellen Präferenzen aufbaut. Nutzen und Kosten sollen durch die Verwendung von Geldgrößen objektiviert und damit auch vergleichbar gemacht werden. Dies ebnet den Weg für (politische) Entscheidungen, die dem Rationalkalkül folgen und in angemessener Weise der Konsumentensouveränität Rechnung tragen. Ziel einer Monetarisierung ist es, die Wertschätzung der Bürger für eine Anpassung an Klimawandelfolgen anhand intersubjektiv nachprüfbarer und nachvollziehbarer Bewertungsverfahren zu ermitteln.

Gerne wird darauf hingewiesen, dass Menschen einen Anspruch auf Schutz vor Natureffekten wie Trockenheit oder Überflutung haben und eine Monetarisierung des Nutzens von Anpassungsmaßnahmen aufgrund ethischer Bedenken nicht statthaft sei. Eine solche Argumentation ist aus ökonomischer Sicht nicht haltbar. Wird eine Preisbewertung für natürliche Ressourcen wie Gewässer, für Versorgungssicherheit oder Schutz gegen Überflutungen abgelehnt, bedeutet das nämlich nicht, dass Gewässer dann nicht genutzt werden, Versorgungssicherheit garantiert und Überflutungen verhindert werden. Politik, Verwaltungen, Unternehmen und Haushalte treffen viele Nutzungsentscheidungen, nur die Kriterien, die diesen Entscheidungen zugrunde liegen, sind oft nicht nachvollziehbar und intersubjektiv überprüfbar. Costanza u.a. bringen diesen Sachverhalt am Beispiel von Ökosystemen wie folgt auf den Punkt:³⁷

„Die Bewertung des Ökosystems ist zweifelsohne schwierig, doch wir haben gar nicht die Wahl, ob wir sie vornehmen wollen oder nicht. Denn die auf gesellschaftlicher Ebene getroffenen Entscheidungen über Ökosysteme *implizieren* Bewertungen. Wir können wählen, ob wir diese Bewertungen explizit vornehmen oder nicht. Wir können sie vornehmen, indem wir die am besten geeigneten Theorien der Ökonomie zugrunde legen oder nicht und indem wir die damit verbundenen hohen Unsicherheiten explizit berücksichtigen oder nicht.“

Gleiches gilt für Risiken wie Überflutungen oder den Ausfall der Trinkwasserversorgung. Entscheidungen über derartige Risiken durch Politik und Verwaltung, Verbände usw. implizieren ebenfalls Bewertungen. Und auch hier ist zu wählen, ob diese explizit vorgenommen werden sollen oder nicht.

Für die Bewertungen gilt, wie bereits erwähnt, grundsätzlich: „Monetarisierung ist marginal.“³⁸ Mit einer Monetarisierung wird nicht „die“ Anpassungsmaßnahme bewertet, sondern es wird eine relativ

36 Vgl. European Commission Directorate (2001), S. 1.

37 Costanza u.a. (2001), S. 167.

38 Hampicke (1998), S. 105.

kleine Verbesserung oder Verschlechterung des Schutzes vor Klimawandelfolgen erfasst und bewertet.

Die Kosten-Nutzen-Analyse beinhaltet letztlich relativ „harte“ und „weiche“ Werte. „Harte“ Bewertungen sind im Prinzip dort möglich, wo Leistungen erbracht werden, die Märkte recht zuverlässig bewerten. „Weiche“ Größen – wie etwa die Wertschätzung für ökologisch intakte Gewässer – sehen sich zwar großen Erfassungsproblemen ausgesetzt. Dies darf aber nicht dazu führen, dass sie unberücksichtigt bleiben oder den harten Werten nur als Mengengröße bei- oder gegenübergestellt werden. In der Literatur wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass in einer Gesellschaft die Summe der Wertschätzungen für Güter, die viele Menschen nicht selbst nutzen („Nonuse Value“), den Nutzerwert („Use Value“) – also den Wert, der durch eine direkte Nutzung wie Trinkwassergewinnung oder Fischen entsteht – um ein Vielfaches übersteigen kann.³⁹

2.2 Verfahren zur Monetarisierung von Umwelteffekten

Politische Entscheidungen zum Schutz vor Klimawandelschäden sollten Informationen über das gesellschaftlich gewünschte Ausmaß an Schutz berücksichtigen. Ideal wäre es aus ökonomischer Sicht, wenn die Präferenzen der Menschen über den Marktmechanismus artikuliert werden könnten. Wertschätzungen werden hierbei kostengünstig aufgedeckt, und es werden die Wertschätzungen all jener berücksichtigt, die sich am Markt beteiligen. Menschen zahlen einen bestimmten Geldpreis, um die nutzenstiftenden Eigenschaften eines Gutes zu erwerben. Sie tauschen freiwillig Geld gegen ein bestimmtes Gut bzw. eine Leistung und zeigen somit ihre Wertschätzung für dieses Gut.⁴⁰ Dieses Bewertungsverfahren, das allein auf der Beobachtung von Marktpreisen basiert, funktioniert bei allen Gütern, die am Markt gehandelt werden. Für diese Güter gibt der Marktpreis die minimale Zahlungsbereitschaft (= in Geld ausgedrückte Wertschätzung) der Individuen an, da ein Tausch nur dann zustande kommt, wenn die Käufer mindestens den vom Anbieter geforderten Preis zu zahlen bereit sind. Bei Umweltgütern wie Gewässern kann man sich aber nur eingeschränkt der Präferenz-aufdeckungsfunktion des Marktes in dieser direkten Form bedienen. Zwar sind auch einige Leistungen des Gutes Wasser marktgängig, so etwa die Nutzung als Trinkwasser oder die Nutzung zur Fischerei. Viele andere Leistungen – wie z.B. der ökologische Zustand eines Gewässers, die positive Wirkung eines Gewässers auf das Stadtklima oder Gewässer als Lebensraum für nicht-marktgängige Tiere und Pflanzen – werden aber nicht auf Märkten angeboten und nachgefragt. Da diese Leistungen aber dennoch im Sinne einer nachhaltigen Umweltpolitik bereitgestellt bzw. erhalten werden sollen, weil sie zwar preislos, aber deshalb noch lange nicht wertlos sind, stellt sich die Frage, in welchem Umfang dies geschehen sollte. Dazu bedarf es einer Methodik zur Erfassung der Präferenzen für diese Leistungen.

Gleiches gilt für Sicherheit, genauer für den Grad an gewünschter Sicherheit. Schutz vor Überflutungen kann zum Teil auf Märkten bezogen werden, bspw. durch den Kauf einer „weißen Wanne“ oder den Einbau von Rückstauventilen in Kellerräumen. Einen Markt für den Schutz vor Überflutungen des öffentlichen Raums gibt es nicht, damit auch keinen Preis. Trotzdem kann es in den Augen vieler Menschen einen Wert haben, Überflutungen erst gar nicht entstehen zu lassen – oder zumindest die Wahrscheinlichkeit dafür zu senken, dass es dazu kommt. Welcher Wert dem beigemessen wird, ist wiederum eine Frage der Präferenzen.

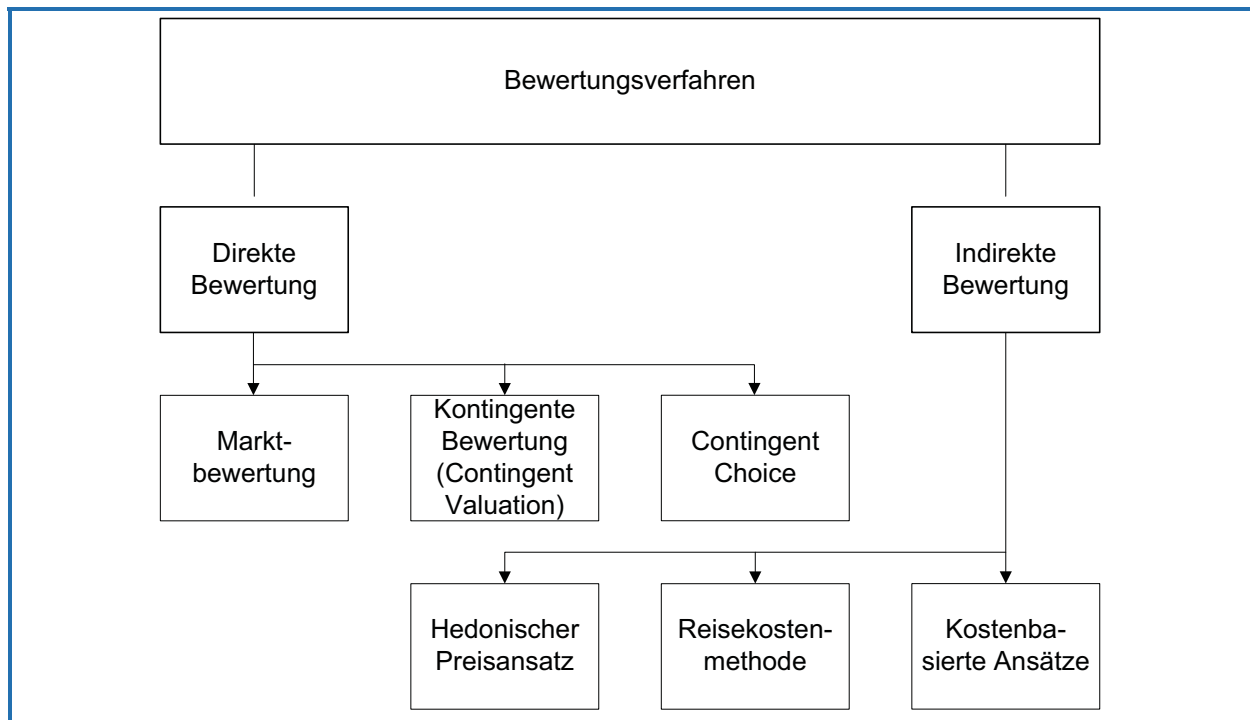
Es kann zwischen direkten und indirekten Verfahren der Präferenzermittlung unterschieden werden.⁴¹ Zu den direkten Verfahren werden hier die Marktbewertung, die Kontingente Bewertung (Contingent Valuation) und die Contingent Choice-Methode gezählt. Als indirekte Verfahren gelten solche Methoden, die aus am Markt beobachtbarem Verhalten von Menschen auf deren Präferenzen für Gewässerleistungen oder Sicherheit schließen lassen. Hier werden kostenbasierte Ansätze sowie

39 Vgl. Lesser/Dodds/Zerbe Jr. (1997), S. 271 f.

40 Vgl. Pommerehne/Römer (1992), S. 172.

41 Vgl. etwa Kooten/Bulte (2000), S. 100 f.

der Transportkosten- und der hedonische Preisansatz dargestellt. Übersicht 5 vermittelt einen Überblick.



Übersicht 5: Bewertungsverfahren

3 Direkte Verfahren

3.1 Marktbewertung

Die einfachste Möglichkeit, den Nutzen von Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel zu bewerten, ist der Rückgriff auf Marktpreise. Diese Methode kann aber nur bei solchen Maßnahmenwirkungen eingesetzt werden, die entweder selbst Marktpreise haben oder zu messbaren Effekten bei Gütern führen, die auf Märkten gehandelt werden.⁴² Anwendung kann diese Methode u.a. finden bei

- Produktionseinbußen durch den Klimawandel wie bspw. Fangeinbußen in der Fischereiwirtschaft oder
- quantitativen Problemen bei der Trinkwasserbereitstellung infolge des Klimawandels.

In den folgenden Abbildungen sind beispielhaft verschiedene Konstellationen dargestellt. In Abbildung 6 wird davon ausgegangen, dass aufgrund einer Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel die Menge eines marktgängigen Gutes (etwa die Zahl gefangener Fische) in einem Gewässer wieder steigt.

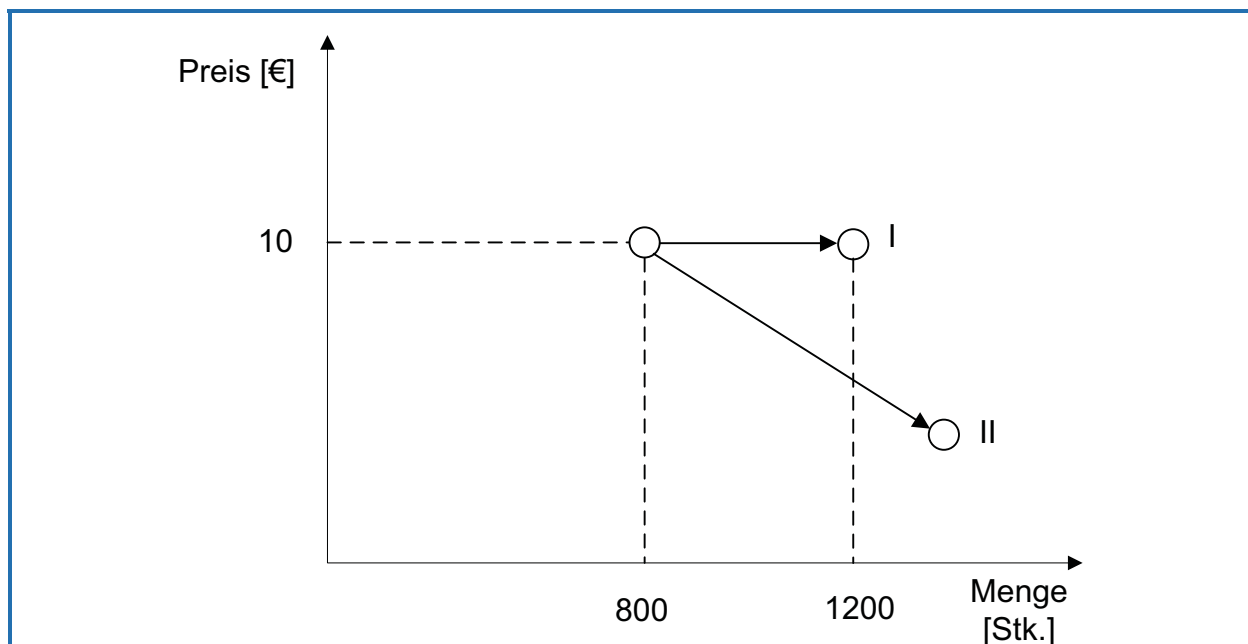


Abbildung 6: Effekte einer Mengenausdehnung

Der Wert der Anpassungsmaßnahme – bezogen auf den Fischfang – schlägt sich dann im einfachsten Fall derart nieder, dass der Marktpreis der Fische (10 €) mit der zusätzlichen Menge (400 Stück) multipliziert wird (Fall I). Das wird bei relativ kleinen Änderungen zu einer brauchbaren Annäherung an die Wertänderung führen. Um den Nettoeffekt zu bestimmen, müssen aber die Kosten des Fischfangs abgezogen werden. Bei größeren Mengenänderungen sind darüber hinaus auch Preiseffekte zu berücksichtigen (Fall II), da mit der Mengenausdehnung des Gutes eine Preissenkung einhergehen kann.

42 Vgl. Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 273 ff; Cansier (1996), S. 98 ff.

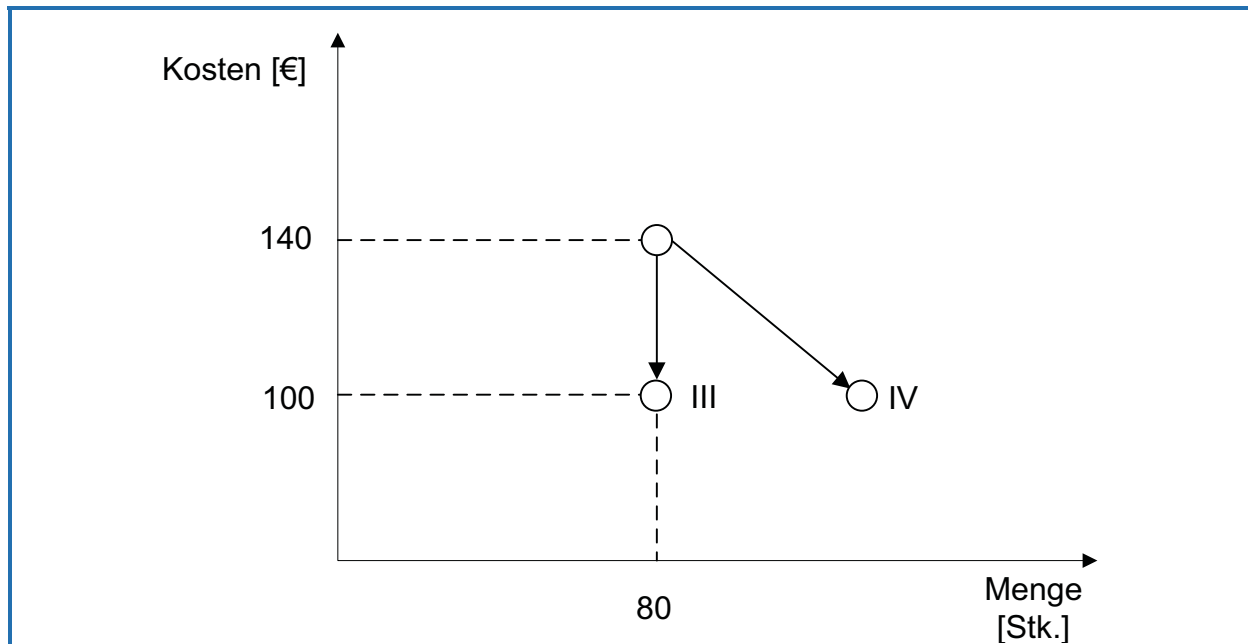


Abbildung 7: Effekte einer Kostensenkung

Klimawandel kann zu steigenden Kosten und Preisen bei der Herstellung und Bereitstellung von Gütern führen. Abbildung 7 stellt diesen Fall dar. Erreichen bspw. die Kosten für den Einsatz oder Bezug von Produktionsmitteln klimawandelbedingt einen Betrag von 140 €, und können diese Kosten durch Anpassungsmaßnahmen gesenkt werden (auf 100 €), dann bringt die Anpassungsmaßnahme mindestens einen Nutzen von 3200 € mit sich (Fall III). Der Nutzen wird noch größer ausfallen (Fall IV), wenn es aufgrund der Kostensenkung und einer damit verbundenen Preissenkung zu einer Nachfrageausdehnung kommt.

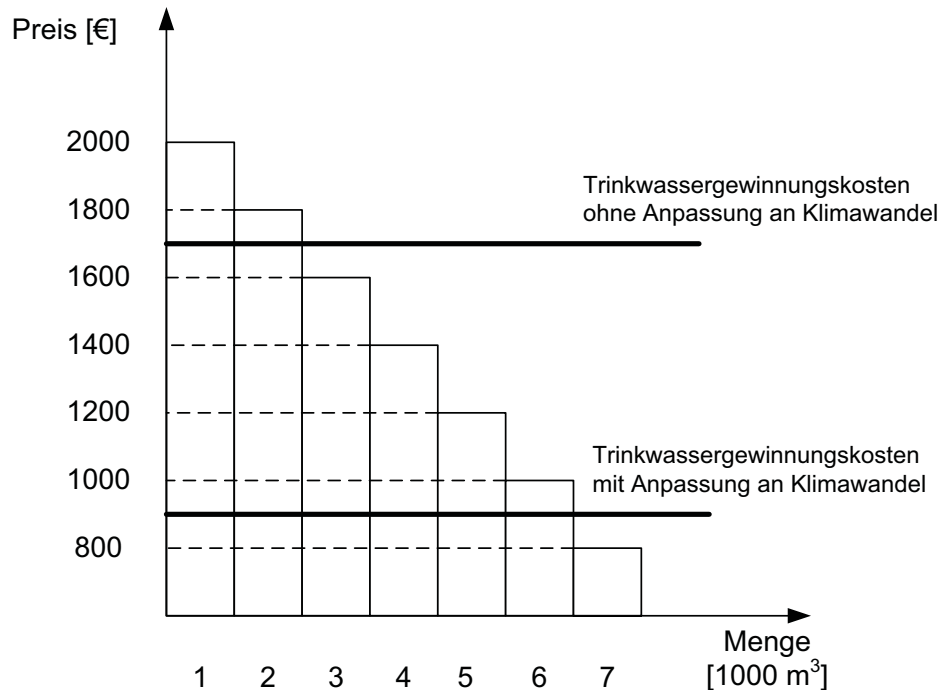
Nutzen durch Kostensenkungen können auch eine unmittelbare positive Folge des Klimawandels sein. Nutzeffekte etwa einer Temperaturerhöhung infolge des Klimawandels schlagen sich bspw. in Kostensenkungen bei der Heizung von Freibadanlagen nieder. Im einfachsten Fall (Fall III) kann auch hier die Bewertung durch die reduzierten Kosten insgesamt (Kostensenkung • Menge) erfolgen. Führen reduzierte Kosten über sinkende Preise zu einer Nachfrageausdehnung, können damit auch Mengeneffekte verbunden sein (Fall IV), was die Bewertung wieder erschwert. Solche Nutzeffekte stehen nicht im Vordergrund des Projektes *dynaklim*. Sie sind aber zu berücksichtigen, wenn Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel dazu führen, dass derartige „automatische“ Nutzen der Klimaänderung vermindert werden.

Die Wertschätzung für Anpassungsmaßnahmen ist letztlich anhand der so genannten Konsumentenrente zu bestimmen (vgl. den folgenden Kasten 2): Diese entspricht der Differenz zwischen dem Betrag, den ein Nachfrager für eine Leistung zahlen würde, und dem Betrag, den er tatsächlich zahlt.⁴³

Wenn Preisänderungen auftreten, erfolgt die Bewertung der Effekte von Anpassungsmaßnahmen im Trinkwasserbereich oder bei Gewässern über so genannte Konsumenten- und Produzentenrenten. Mit der Konsumentenrente wird der Differenzbetrag zwischen der tatsächlichen Wertschätzung eines Nachfragers für ein Gut und dem zu zahlenden Preis bezeichnet. Nachfrager kann ein Haushalt sein, der Konsumgüter nachfragt, aber auch ein Unternehmen, das Vorleistungen für die Produktion erwirbt. In der folgenden Abbildung ist unterstellt, dass die Trinkwasseraufbereitung ohne Anpassung an Klimawandelfolgen für einen Wasserversorger Kosten in Höhe von 1.700 €/1000 m³ verursacht. Werden Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel durchgeführt, sinken diese Kosten auf

43 Vgl. Mankiw/Taylor (2008), S. 160.

900 €. Mit den Balken wird die Wertschätzung nachfragender Unternehmungen für das gelieferte Wasser dargestellt. Die erste Unternehmung wäre bereit, 2.000 € zu zahlen, die zweite 1.800 € usw. Entspricht der Marktpreis den Produktionskosten für das Wasser, dann werden ohne Anpassung an den Klimawandel zu einem Preis von 1.700 € zwei Unternehmungen mit dem aufbereiteten Wasser beliefert, denn nur bei diesen beiden Unternehmen 1 und 2 liegt die Wertschätzung über dem Kaufpreis. Ihre Konsumentenrente beträgt 300 € + 100 €, also insgesamt 400 €.



Sinken die Produktionskosten und damit der Preis aufgrund von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel auf 900 €, werden vier weitere Unternehmen das aufbereitete Wasser nachfragen. Um den Wert der Adaptationsmaßnahmen über die gesunkenen Produktionskosten bestimmen zu können, muss die Konsumentenrente bestimmt werden. Der Gesamteffekt setzt sich wie folgt zusammen:

- Für die Unternehmen 1 und 2, die auch bei den hohen Preisen nachfragen, wird der Bezug des aufbereiteten Trinkwassers um jeweils 800 € preiswerter. Das entspricht einer zusätzlichen Konsumentenrente (= ersparte Ausgaben) in Höhe von 1.600 €.
- Für die Unternehmen 3 bis 6 ergibt sich die Konsumentenrente aus der Differenz zwischen dem gezahlten Preis (900 €) und der tatsächlichen Zahlungsbereitschaft. Diese liegt für das 3. Unternehmen bei 1.600 €, für das 4. bei 1.400 €, dann folgen 1.200 und 1.000 €. Die Nachfrager 3 bis 6 messen dem Wasser somit einen Wert von insgesamt 5.200 € zu, müssen aber nur 3.600 € zahlen. Der Differenzbetrag in Höhe von (ebenfalls) 1.600 € stellt die Konsumentenrente dar.

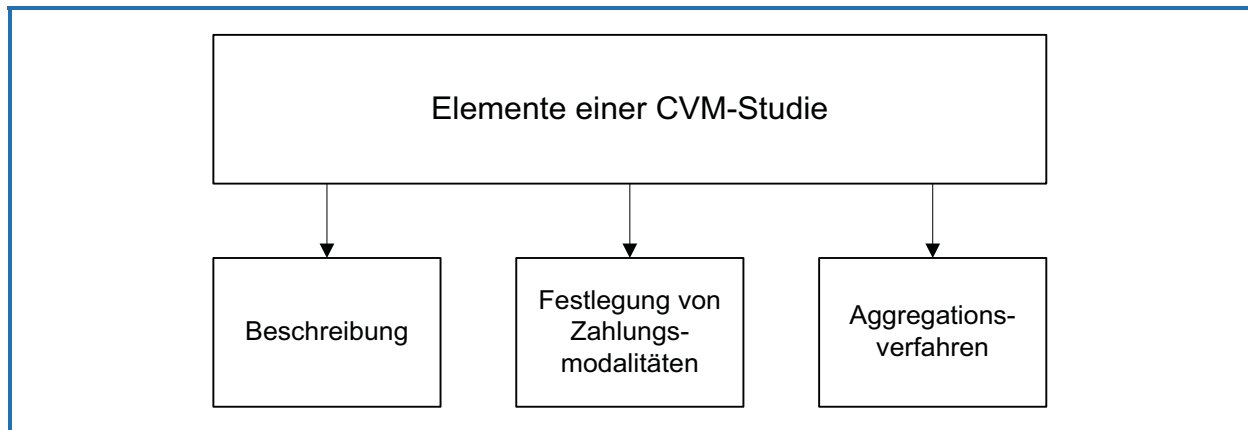
Damit ergibt sich für die Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel insgesamt ein Wert von 2.000 € + 1.600 € = 3.600 €, der der gesamten Konsumentenrente entspricht. Anders ausgedrückt. Der Zusatznutzen der Anpassung entspricht 3.200 €, da nur dieser Betrag maximal für Anpassungsmaßnahmen zur Verfügung gestellt würde. Die Obergrenze liegt bei dem Betrag, der für die Trinkwasserbereitstellung ohne Anpassungsmaßnahmen verausgabt werden müsste. Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel wären lohnend, wenn sie weniger als 3.200 € Kosten verursachen.

Kasten 2: Konsumentenrente

3.2 Kontingente Bewertungsmethode (CVM)

3.2.1 Überblick

Die CVM⁴⁴ („Contingent Valuation Method“⁴⁵, „Methode der bedingten Bewertung“) basiert darauf, Präferenzen für Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel durch Befragung aufzudecken.⁴⁶ Die Befragten werden aufgefordert, ihre (monetäre) Wertschätzung für die nützlichen Effekte von Aktivitäten, d.h. im *dynaklim*-Zusammenhang von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel, zu benennen. In den letzten 40 Jahren ist ihre Bedeutung nicht zuletzt aufgrund der Fürsprache der EPA⁴⁷ gestiegen, und sie ist für viele Bereiche angewendet worden.⁴⁸ Eine CVM-Studie besteht grundsätzlich aus drei Elementen:⁴⁹



Übersicht 6: Elemente einer CVM-Studie

Zunächst sind das zu bewertende Gut und der zu bewertende Effekt sorgfältig zu beschreiben, damit den Befragten deutlich wird, worum es bei der Befragung geht.⁵⁰ Dabei kann es sich bspw. um Wohnungsschäden oder Schäden im öffentlichen Raum durch (reduzierte) Überflutungen handeln. Empirische Untersuchungen zeigen, dass eine Abhängigkeit zwischen dem Informationsstand und der Zahlungsbereitschaft der Befragten derart besteht, dass bessere Informiertheit zumeist eine höhere Zahlungsbereitschaft nach sich zieht. Komplexe und multidimensionale Szenarien können allerdings leicht zu einer Überforderung der Befragten führen.⁵¹ Kölfen urteilt deshalb, dass „der Umstand mangelnder Information deshalb akzeptabel (sei), weil die Aussagen zu einem Näherungswert führen und ohne diese Ermittlung eine monetäre Bewertung sonst nicht möglich wäre.“⁵²

In einem zweiten Schritt müssen die Zahlungsmodalitäten festgelegt und den Befragten vermittelt werden. Dazu gehören etwa die Angabe eines Zahlungsinstrumentes, der Verweis auf mögliche

44 Zu einem Überblick über die historische Entwicklung vgl. Pruckner (1995), S. 514 ff.

45 Vgl. Carson (2000), S. 1413. Die Methode heißt „Contingent Valuation“, „because people are asked to state their willingness to pay, contingent on a specific hypothetical scenario and description of the environmental service.“ King/Mazzotta (2001a), S. 1.

46 Vgl. Spash (2008), S. 34 ff. für kritische Würdigungen der Methodik und Interpretation der Ergebnisse.

47 EPA=Environmental Protection Agency. Vgl. EPA (2000), S.84.

48 Grundlegend sind in diesem Zusammenhang die Ausführungen von Mitchell/Carson (2000). Eine detaillierte Übersicht über knapp 50 Studien aus Deutschland zu den verschiedensten Bereichen findet sich in Elsasser/Meyerhoff (2001a), S. 291 ff. Zu einem Überblick über Studien in Mittel- und Osteuropa vgl. Bohne u.a. (2008).

49 Vgl. Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 285; Meyerhoff (1999), S. 35 f. Zu detaillierteren Schritten und Einzelaspekten der Schritte vgl. King/Mazzotta (2001a), S. 2 ff., 9 ff.

50 Vgl. auch Arrow u.a. (1993), S. 14 ff. und Hanley/Shogren/White (2007), S. 333.

51 Vgl. European Commission Directorate-General Environment (2001), S. 10.

52 Kölfen (2000), S. 71.

Einkommensrestriktionen des Befragten (Opportunitätskosten)⁵³ und Informationen über einen Zusammenhang zwischen eigener Zahlungsbereitschaft und den späteren nützlichen Effekten aufgrund von Anpassungsmaßnahmen an Klimawandelfolgen.⁵⁴ Zur Feststellung der eigentlichen Zahlungsbereitschaft gehören Fragen, die z.B. das Einkommen, das Alter, den Bildungsstand und das allgemeine Umweltbewusstsein (erfragbar z.B. über die Mitgliedschaft in Umweltorganisationen) betreffen. Diese Fragen dienen auch zur Prüfung, ob geäußerte Zahlungsbereitschaften mit ökonomischen Theorien vereinbar sind. So kann bspw. davon ausgegangen werden, dass die Mitgliedschaft in Umweltorganisationen zu einer höheren Zahlungsbereitschaft führt.

Schließlich muss drittens eine Methode festgelegt werden, um von der individuellen zur gesamten Zahlungsbereitschaft zu gelangen. Dabei ist unter anderem der Kreis der Personen abzugrenzen, auf den die stichprobenartig ermittelten Zahlungsbereitschaften übertragen werden sollen. Für das Projekt *dynaklim* könnten das bspw. für Anpassungsmaßnahmen im Abwasserbereich die Einzugsgebiete von Emscher und Lippe sein, für Maßnahmen im Wasserversorgungsbereich die Versorgungsgebiete einzelner Wasserversorger. Des Weiteren muss festgelegt werden, welcher Wert – etwa Median oder Mittelwert – als Basis für die Aggregation der ermittelten Zahlungsbereitschaften bspw. für verbesserte Gewässerqualität oder eine sicherere Wasserver- und Abwasserentsorgung verwendet werden soll.⁵⁵

3.2.2 Zahlungsbereitschaft

Die Wertschätzung für erwünschte Folgen von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel kann mit Hilfe der Konsumentenrente bestimmt werden.⁵⁶ Dieses Konzept weist allerdings eine Schwäche auf, weil bei der Konsumentenrentenbestimmung zwei ökonomisch wichtige Effekte miteinander vermengt werden: der Einkommens- und der Substitutionseffekt.⁵⁷ Der Substitutionseffekt beruht darauf, dass von einem preiswerter werdenden Gut mehr nachgefragt wird und umgekehrt. Der Einkommenseffekt beschreibt einen Zusammenhang zwischen Einkommensänderung und nachgefragter Menge. Für eine Bewertung von reduzierten Schäden aufgrund von Anpassungsmaßnahmen interessieren letztlich nur die Substitutionseffekte. Wenn es aber zu spürbaren Verschlechterungen oder Verbesserungen der Umwelt, der Wasserver- oder Abwasserentsorgung kommt, sind damit positive und negative Einkommenseffekte verbunden.

Um diese Effekte auszuschalten, wird häufig mit sogenannten Kompensationsmaßen gearbeitet. Die Wertschätzung bspw. für Trinkwasserqualität in Zeiten des Klimawandels kann sich einmal in dem Betrag zeigen, den ein Mensch für eine Qualitätserhaltung zahlen würde, ohne sich schlechter zu stellen (kompensatorische Einkommensvariation). Zum anderen kann sie sich in dem Betrag ausdrücken, der eine Entschädigung für eine Verminderung von Qualität darstellen würde. Damit ergeben sich die in Übersicht 7 dargestellten 4 Kombinationen.

53 Diese Beschränkung ist erforderlich, weil ohne Berücksichtigung von Opportunitätskosten zu hohe Wertschätzungen angegeben würden. Vgl. Arrow (1993), S. 14.

54 Vgl. ausführlicher Liebe (2007), S. 111 f.

55 Vgl. ausführlicher Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 287 ff. Der Mittelwert ist oft deutlich größer als der Median, weil es Gruppen mit und ohne Zahlungsbereitschaftsäußerung gibt und immer wieder „Ausreißer“ auftreten. Vgl. auch Carson (2000) S. 1416, Pearce/Atkinson/Murato (2006) S.118 f. sowie Hanley/Shogren/White (2007), S. 334.

56 Vgl. Kasten 2.

57 Vgl. Cansier (1996), S. 85 ff.; Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 42 ff.

	Frage bei Erhaltung der Trinkwasserqualität	Frage bei Verschlechterung der Trinkwasserqualität
Kompensatorische Einkommensvariation (der Geldbetrag, der relevant ist, damit ein Individuum durch eine Maßnahme nicht schlechter gestellt wird)	Welchen Betrag würden Sie für eine Qualitätserhaltung des Trinkwassers maximal zahlen (d.h. ohne schlechter gestellt zu werden)? Z^+	Welche Entschädigung fordern Sie mindestens, damit Sie durch die Qualitätsverschlechterung des Trinkwassers nicht schlechter gestellt werden? E^-
Äquivalente Einkommensvariation (der Betrag, der für ein Individuum nutzenäquivalent zu der betrachteten Maßnahme ist)	Wie viel müsste Ihnen minimal gezahlt werden , damit Sie bereit sind, auf eine Erhaltung der Trinkwasserqualität zu verzichten? E^+	Welchen Betrag würden Sie für eine Verhinderung einer Qualitätsminderung des Trinkwassers maximal zahlen (d.h. ohne schlechter gestellt zu werden)? Z^-

Übersicht 7: Kompensationsmaße⁵⁸

In der Übersicht gilt theoretisch: $Z^+ = Z^-$ und $E^+ = E^-$. Wenn nach Zustandserhaltung gefragt wird, gilt: $E^+ > Z^+$. Wird dagegen nach Zustandsverschlechterungen gefragt, gilt: $E^- > Z^-$.⁵⁹ Die Konsumentenrente liegt zwischen den Beträgen der äquivalenten und kompensatorischen Variation.⁶⁰ Es muss also beachtet werden, dass je nach Fragestellung unterschiedliche Wertschätzungen genannt werden können. Mit der Entscheidung für eine Methode ist zugleich ein Werturteil darüber verbunden, wie Rechte zugeteilt sein sollten. Werden Fragen nach der Zahlungsbereitschaft gestellt, wird für den Bürger automatisch unterstellt, dass er kein Recht auf einen Schutz vor Klimawandelfolgen hat. Bei Fragen nach Entschädigungsforderungen dagegen wird dieses Recht zugestanden. Da es in der Realität wahrscheinlich kein Recht auf Schutz vor Klimawandelfolgen gibt, ist die Verwendung des Zahlungsbereitschaftsansatzes für empirische Untersuchungen angemessen. Wenn nach dieser Zahlungsbereitschaft gefragt wird, wird auch von WTP (= Willingness to Pay) gesprochen. Wird nach der Entschädigungsforderungen gefragt, geht es um WTA (= Willingness to Accept).⁶¹ Die Präferenzen der Befragten können dabei grundsätzlich auf verschiedenen Wegen aufgedeckt werden. Drei Grundverfahren sind nach Übersicht 8 zu unterscheiden:⁶²

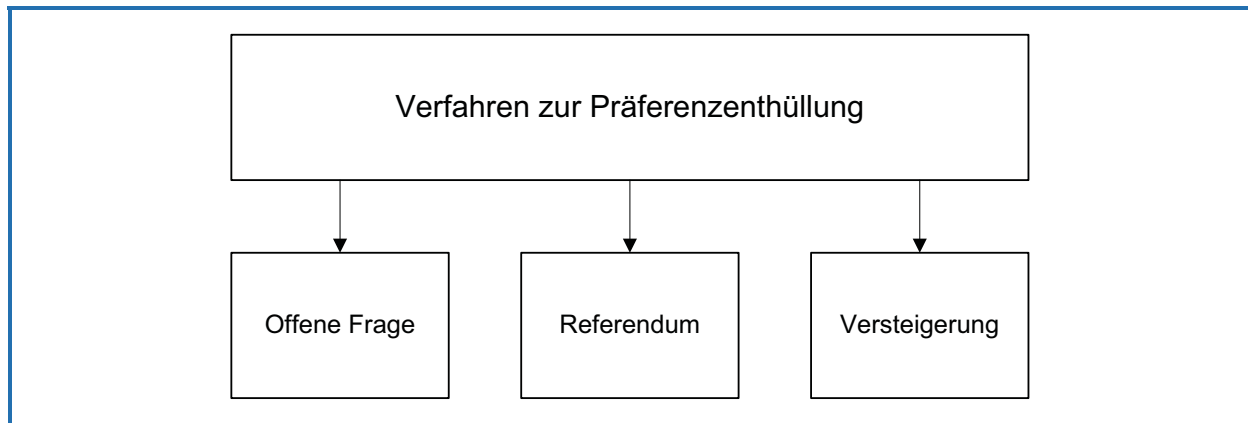
58 Vgl. Cansier (1996), S. 95. Z: Zahlungsbereitschaft; E: Entschädigungsforderung.

59 Zu einer graphischen Begründung vgl. Cansier (1996), S. 92 f.; Schneider (2001), S. 175. Vgl. zu einem Überblick über Begründungen Pruckner (1995), S. 511.

60 Vgl. Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 53.

61 Vgl. Tietenberg/Lewis (2009), S.40. Für Erklärungsansätze der empirisch evidenten Unterschiede bei Bewertungen vgl. Tietenberg/Lewis (2009), S. 41.

62 Vgl. Liebe (2007), S. 116, Meyerhoff (1999), S. 39 ff.; Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 285 ff.; Arrow (1993), S. 20 ff.; Pruckner (1995), S. 512 ff. Für eine Beschreibung von Unterverfahren vgl. Pearce/Atkinson/Murato (2006), S. 114 ff.



Übersicht 8: Präferenzenthüllung

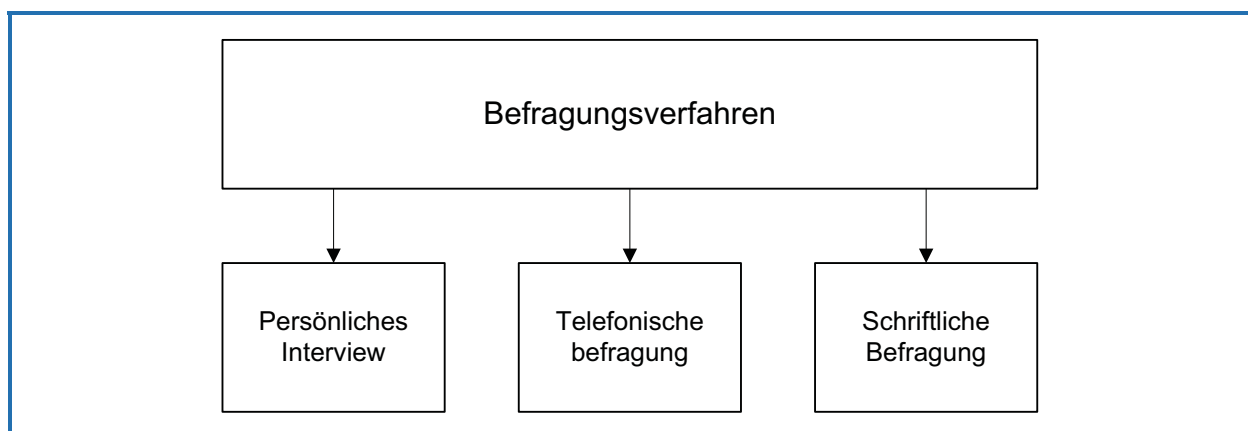
Bei der offenen Frage wird direkt danach gefragt, wie viel maximal für eine spezielle Verbesserung von Gewässern, von Wasserver- und Abwasserentsorgungssystemen gezahlt würde. Problematisch ist, dass den Befragten in der Regel Erfahrungen mit der Bewertung nicht-marktlicher Güter fehlen. Deshalb wird es ihnen oft schwer fallen, ihre Wertschätzung für Güter wie „Artenvielfalt in Gewässern“ oder „Erhöhte Sicherheit bei der Abwasserentsorgung“ in Geld auszudrücken. Ein mögliches Hilfsmittel sind Zahlungskarten. Darauf ist ein Spektrum an möglichen Beträgen vorgegeben, wodurch den Befragten ein Anhaltspunkt zur Monetarisierung gegeben werden soll. Unterstützend können zudem Pro-Kopf-Ausgaben für bestimmte öffentliche Güter wie Naturschutz, Straßenbau oder Hochwasserschutz angegeben werden, um einen Input für bereits getätigte Ausgaben zu liefern.

Beim Referendum („Take-it-or-leave-it“) wird den Befragten ein einziger Wert genannt, und sie werden gebeten zu sagen, ob sie diesen Betrag zahlen würden oder nicht. Die Befragten befinden sich damit in einer ähnlichen Situation wie beim Kauf auf einem Markt oder in einem Geschäft.

Bei der Versteigerungsmethode werden die Befragten in eine Versteigerungssituation versetzt. Ausgehend von einem Anfangswert werden die Beträge bei Zustimmung um eine bestimmte Summe erhöht, bei Ablehnung um einen bestimmten Betrag reduziert, bis die Befragten den Wert gerade noch akzeptieren. Jedoch ist diese Methode zeitintensiv und ermüdet die Befragten. Außerdem hat der Startwert einen starken Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft.

3.2.3 Befragungsverfahren

Zur Befragung können die in Übersicht 9 dargestellten Verfahren⁶³ eingesetzt werden.



Übersicht 9: Befragungsverfahren

63 Vgl. Meyerhoff (1999), S. 41; Kooten/Bulte (2000), S. 133 f.

Das persönliche Interview ist die verlässlichste Methode. Es bietet die Möglichkeit,

- Hilfsmaterialien zur Verfügung zu stellen (bspw. Karten, Fotos von überfluteten öffentlichen Flächen oder Kellern⁶⁴ oder von ausgetrockneten Fließgewässern),
- zusätzliche Erklärungen bei Verständnisproblemen zu geben,
- sicherzustellen, dass die Fragen in der gewünschten Reihenfolge beantwortet werden.

Eine Gefahr liegt darin, dass die Interviewer selbst Auslöser von Verzerrungen sein können, weil sie die Befragten in ihrem Sinne oder im Sinne ihrer Auftraggeber beeinflussen können. Des Weiteren muss damit gerechnet werden, dass die Befragten Antworten geben, mit denen sie Erwartungen des Fragenden erfüllen wollen.⁶⁵

Bei der Befragung per Telefon tritt verglichen mit dem persönlichen Interview das zusätzliche Problem auf, dass keine Hilfsmittel eingesetzt werden können.

Bei schriftlichen Befragungen kann der Einfluss des Interviewers ausgeschlossen werden. Probleme sind u.a.:

- Die Rücklaufquoten sind oft gering.
- Es kann kaum kontrolliert werden, ob Informationen und Fragen verstanden worden sind. Es kann auch nicht überprüft werden, wer die Fragen beantwortet (ein Individuum oder mehrere). Die Reihenfolge der Beantwortung entzieht sich der Beobachtung.
- Die Gefahr besteht, dass vor allem diejenigen antworten, die an dem Problem – wie bspw. dem Klimawandel – ein besonderes Interesse haben.⁶⁶

Um die einzelnen Vor- und Nachteile der Methoden berücksichtigen zu können, werden oft Kombinationen gewählt: Es wird bspw. erst ein Brief mit Informationsmaterial zugesandt, dann wird eine telefonische Befragung durchgeführt.

3.2.4 Differenzierung der Zahlungsbereitschaft

Oft ist eine Antwort auf die Frage interessant, wie sich die geäußerte Zahlungsbereitschaft für Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel auf die verschiedenen Werte – Nutzer- und Nicht-Nutzer-Werte – verteilt.⁶⁷ Während bei den Nichtnutzern bspw. von Gewässern eine Zuordnung der genannten Zahlungsbereitschaft zu den Nicht-Nutzer-Werten leicht möglich ist, stellen sich bei den Nutzern Probleme. Für den einzelnen Befragten werden sich große Schwierigkeiten ergeben, wenn er vom Fragesteller gebeten wird, seine gesamte Zahlungsbereitschaft anzugeben und in die Zahlungsbereitschaft auf Nutzer- und Nicht-Nutzer-Werte aufzuteilen. So könnten bspw. Maßnahmen zur Sicherung des Abflusses in einem Gewässer oder zur Vermeidung des Überlaufens von Kläranlagen die Trinkwasserversorgung absichern (Nutzerwerte), aber auch das Gewässer schützen (eventuell ein Nicht-Nutzer-Wert, wenn das Gewässer nicht zur Erholung genutzt wird). Verschiedene Verfahren sind möglich:

1. Den Befragten können die einzelnen Nutzenkomponenten genau beschrieben werden, um sie dann zu fragen, wie viel ihnen die einzelnen Kategorien wert sind. Praktisch zeigt sich oft, dass die Addition der getrennt erhobenen Wertschätzungen zu einer Überschätzung der Zahlungsbereitschaften führt.

64 Den darauf aufbauend ermittelten Wertschätzungen für nicht überflutete Keller oder Flächen (Nutzen) sind dann im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse die Kosten möglicher Uferbebauungen für den Hochwasserschutz oder die Kosten weißer oder schwarzer Wannen zur Absicherung gegen in den Kellerbereich eindringendes Wasser bei Starkregenereignissen gegenüberzustellen.

65 Vgl. Carson (2000), S. 1415.

66 Vgl. Carson (2000), S. 1416.

67 Vgl. Meyerhoff (1999), S. 41 ff.

2. Es wird zunächst die gesamte Zahlungsbereitschaft abgefragt. In einem zweiten Schritt wird sie dann auf die verschiedenen Nutzenkomponenten aufgeteilt. Folgende Aufteilungen können etwa genannt werden:
 - Befriedigung, Geld für eine gute Sache zu zahlen;
 - eigene Nutzung z.B. für Erholung oder als qualitativ hochwertiges Trinkwasser;
 - Möglichkeit, künftig den Ort besuchen zu können;
 - Wissen, dass das Gewässer besteht und bestehen bleibt;
 - Wissen, dass die Artenvielfalt im und am Gewässer existiert;
 - Erhalt des Gutes für künftige Generationen.
3. Die Befragung wird in verschiedene Stichproben aufgeteilt, und in diesen Teilstichproben werden jeweils Szenarien vorgelegt, die sich nur durch die berücksichtigten Nutzenkomponenten unterscheiden. Aus der Differenz der jeweils genannten Wertschätzungen für die einzelnen Szenarien sollen dann Rückschlüsse auf die Größe der einzelnen Nutzenkomponenten gezogen werden.
4. Bei den Befragten wird berücksichtigt, ob sie z.B. ein Gewässer tatsächlich nutzen oder früher einmal genutzt haben. Die Angaben derjenigen, die das Gewässer nicht nutzen und noch nie vorher genutzt haben, können als reine Nicht-Nutzer-Werte angesetzt werden. Bei den Nutzern dagegen werden sich Nutzer- und Nicht-Nutzer-Werte verbinden. Unterstellt man, dass die Nutzer die gleichen durchschnittlichen Nicht-Nutzerwerte haben wie die Nichtnutzer, kann über die Residualgröße der Nutzerwert bestimmt werden.

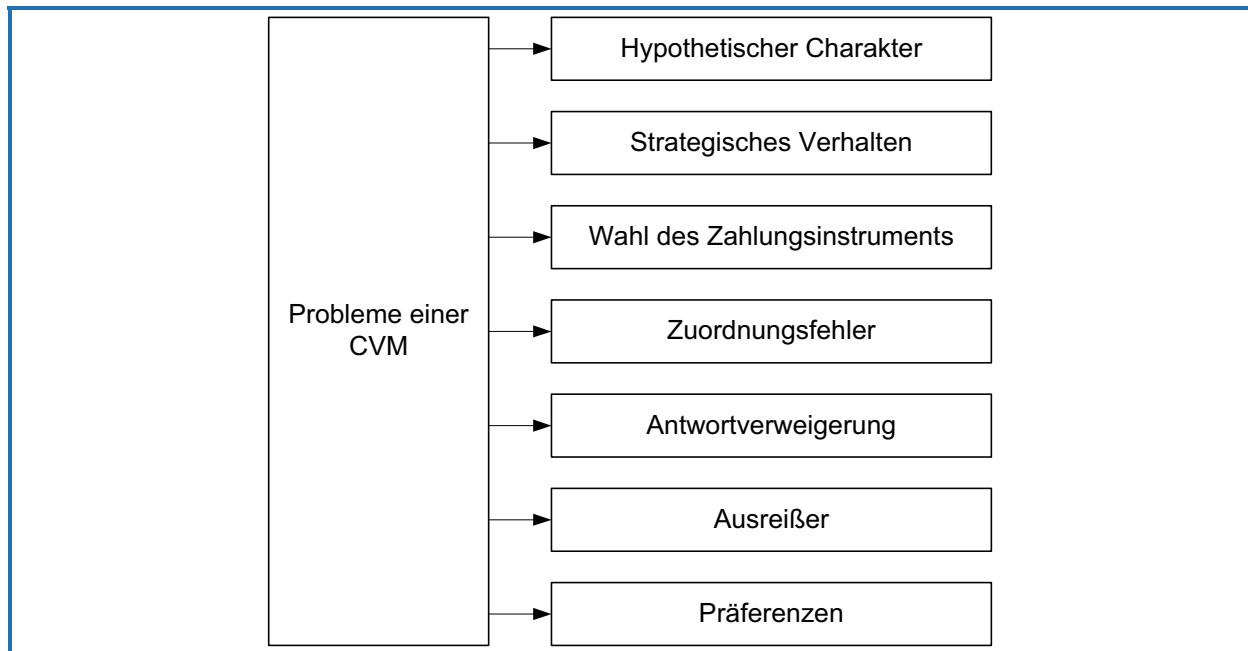
3.2.5 Anwendungsprobleme

Die CVM ist mit verschiedenen Problemen verbunden, die zu Ergebnisverzerrungen führen können und deshalb ihre Qualität beeinträchtigen (Übersicht 10).⁶⁸

In Verbindung mit dem *hypothetischen Charakter* der Befragung ist es möglich, dass die Befragten – unbewusst – systematisch von ihren tatsächlichen Wertschätzungen abweichen. Als Ursache wird einmal genannt, dass es problematisch ist, aus einer Frage nach den möglichen Nutzen von Anpassungsmaßnahmen an Klimawandelfolgen Rückschlüsse auf einen späteren tatsächlichen Nutzen abzuleiten. Zum anderen wird vermutet, dass in der hypothetischen Situation die Anreize zu gering sind, die eigene Wertschätzung durch sorgfältiges Abwägen zu bestimmen. Abhilfe kann unter anderem dadurch geschaffen werden, dass die Befragten in eine möglichst konkrete Situation versetzt werden. Das bedeutet etwa, dass Ziele, Handlungsalternativen, Kontext und Zeitrahmen in den Fragen genau festgelegt werden müssen.⁶⁹

68 Vgl. zu einem Überblick Mühlenkamp (1994), S. 236 ff.; Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 290 ff.; Meyerhoff (1999), S. 43 ff.; Pruckner (1995), S. 518 ff.

69 Vgl. dazu etwa die Fragen von Schönböck/Kosz/Madreiter (1997), S. 313 ff. Vgl. Champ/Moore/Bishop (2009), S. 177 zur Überprüfung der Sicherheit der Antworten. Johnston (2006), S. 479 sieht Gründe für geringere Verzerrungen in der Bekanntheit des befragten Gutes, einer möglichen öffentlichen Diskussion der Thematik und der Ähnlichkeit zwischen der hypothetischen Befragung und tatsächlichen Marktentscheidungen.



Übersicht 10: Probleme der Kontingenten Bewertung

Strategisches Verhalten tritt auf, wenn Einzelne die Position eines Freifahrers⁷⁰ einnehmen können. Wenn der Befragte selbst zur Zahlung für die nützlichen Effekte aus der Anpassung an Klimawandelfolgen herangezogen werden soll, wird er eine Wertschätzung nennen, die geringer ist als seine tatsächliche Wertschätzung. Wenn er nicht zur Zahlung herangezogen wird – sondern die Finanzierung etwa aus allgemeinen Steuermitteln erfolgt – wird er seine Wertschätzung überzeichnen.⁷¹

Die Angabe des *Zahlungsinstrumentes* kann ebenfalls erheblichen Einfluss auf die geäußerten Zahlungsbereitschaften haben. Beispielhafte Zahlungsinstrumente sind

- eine einmalige „Klimafolgenabgabe“,
- eine Erhöhung der Gebühren im Abwasserbereich,
- eine Erhöhung der Preise im Trinkwasserbereich,
- die Erhöhung der Einkommensteuer,
- die Erhöhung indirekter Steuern.

Je nach vorgeschlagenem Finanzierungsinstrument können die Antworten zur Zahlungsbereitschaft unterschiedlich ausfallen. Beobachtet werden auch Protestantworten, wenn bspw. als Instrument eine Steuererhöhung angegeben wird, die Befragten aber die Steuerlast schon als zu hoch einstufen oder davon ausgehen, dass der Staat die Mittel nicht zweckgebunden für Klimaanpassungsmaßnahmen einsetzen, sondern in den allgemeinen Haushalt einbringen würde. Eine Steuer kann allerdings auch positive Auswirkungen auf die Zahlungsbereitschaft haben, weil sie unter Zwang erhoben wird und somit alle anderen auch einen Finanzierungsbeitrag leisten müssen. Freifahrerverhalten wird so ausgeschlossen.

Zuordnungsfehler ergeben sich daraus, dass einzelnen Effekten der Anpassung an Klimawandelfolgen nicht die „richtigen“ Werte zugeordnet werden. Zunächst kann die Reihenfolge, in der Projekte

70 Als Freifahrer (oder „Trittbrettfahrer“) verhält sich jemand, der in der Erwartung, dass andere für die Bereitstellung eines Gutes sorgen, das er dann auch selbst nutzen kann, keinen eigenen (finanziellen) Beitrag leistet. Er verschleiern seine vorhandene Wertschätzung.

71 Elsasser (1996), S. 116, berichtet in seiner Untersuchung zum Erholungswert des Pfälzerwaldes davon, wie geäußerte Zahlungsbereitschaften nach einem Bericht in der Presse, wonach Eintrittsgelder erhoben werden sollten, spürbar durch Verweigerung und Protest zurückgingen.

präsentiert werden, Einfluss auf die geäußerte Zahlungsbereitschaft haben. Dieser Effekt kann sich bspw. einstellen, wenn nach der Wertschätzung für einzelne Projekte gefragt wird. Das zuerst genannte Projekt (bspw. Verhinderung des Überlaufens von Kläranlagen) zieht möglicherweise unabhängig von der tatsächlichen Wertschätzung die höchste Zahlungsbereitschaft auf sich, während nachfolgend genannte nur noch mit einer geringen Zahlungsbereitschaft belegt werden.⁷² Dieser Effekt wird über die „moralische Befriedigung“ („warm glow“) erklärt, welche die Befragten aus ihrem Beitrag für eine „gute Sache“ ziehen.⁷³ Danach gibt es keine Präferenz für das Gut, das bewertet werden soll (z.B. ein verhindertes Fischsterben), sondern eine Präferenz dafür, etwas Gutes zu tun. Wenn dem so ist, kann aus den Informationen, die mit einer CVM gewonnen werden, nicht auf den Wert eines speziellen nützlichen Effektes aus Klimaanpassungsmaßnahmen geschlossen werden.

Weiterhin tritt möglicherweise ein „Embedding“-Effekt auf, weil die Bewertung eines nützlichen Effektes davon abhängig sein kann, ob er als eigenständiger Effekt oder als Teil eines umfassenderen Bündels präsentiert wird. So wird eine Frage wie: „Wie viel wären Sie bereit dafür zu zahlen, dass durch Maßnahmen bestimmter Art das Überflutungsrisiko in der Emscher-Lippe-Region um 10% gesenkt wird?“ zu einer bestimmten Zahlungsbereitschaft führen. Würde dagegen die Frage einmal für die Emscherregion, einmal für die Lipperegion gestellt, wird sich in der Summe wahrscheinlich eine abweichende Zahlungsbereitschaft ergeben.

Ein weiteres Problem bei der CVM stellt sich im Zusammenhang mit *Personen, die nicht antworten*. Vor allem bei schriftlichen Befragungen erfolgt oft keine Reaktion. In der Folge entstehen Probleme mit der Repräsentativität der Stichprobe. Es kann zu Verzerrungen der durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft nach oben oder unten kommen. So kann etwa eine Antwort aus der Überlegung heraus verweigert werden, dass es Aufgabe des Staates sei, den entsprechenden Schutz vor den Folgen des Klimawandels bereitzustellen. Die Wertschätzung für die betreffende Maßnahme wird dann über die Befragung nicht erfasst. Um die Ursache von „Protestantworten“ zu ergründen, wird deshalb oft untersucht, warum keine Zahlungsbereitschaften angegeben werden. So wäre etwa zu fragen, ob generell kein Interesse am Schutz vor Klimawandelfolgen besteht, ob die Einkommenssituation keine Zahlung zulässt oder ob dem Empfänger der Zahlung nicht vertraut wird. Mit diesen Antworten kann unterschiedlich umgegangen werden. So kann etwa für diejenigen, bei denen durchaus eine positive Wertschätzung unterstellt werden kann, die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft angesetzt werden.

Probleme werfen auch „Ausreißer“ auf. Hierzu gehören insbesondere Wertschätzungen, die deutlich über der ermittelten durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft – wenn nicht gar über der individuellen Zahlungsfähigkeit – liegen. Eine Möglichkeit, Angaben zu hinterfragen, liegt darin, auch nach dem Einkommen zu fragen. Wenn die Zahlungsbereitschaft einen Großteil des Einkommens verschlingt oder sogar höher liegt, ist davon auszugehen, dass es sich um Protestantworten oder strategische Antworten handelt.

Schließlich sind noch einige problematische Annahmen über die *Präferenzen* zu erwähnen. Die ökonomische Theorie geht davon aus, dass Menschen ihre Präferenzen vollständig ordnen können.⁷⁴ Zudem werden gegebene Präferenzen unterstellt. Tatsächlich zeigt sich aber, dass die geäußerte Zahlungsbereitschaft stark von den Umständen der Präferenzermittlung abhängt. Dies wird darauf zurückgeführt, dass die Präferenzordnung der Menschen nicht vollständig, sondern unvollständig ist: Präferenzen für zu bewertende Güter wie Schutz vor Überflutungen oder gesicherte Trinkwasserversorgung müssen oft erst einmal gebildet werden. Damit wird es aber erforderlich, an Informationen über die Einflussfaktoren zu kommen, die zu dieser Präferenzbildung beitragen. Zunehmend an Bedeutung gewinnt der Versuch, „Einstellungen“ (Attitudes) zu messen.⁷⁵ In Befragungen wird deshalb nicht nur nach Zahlungsbereitschaften gefragt, sondern es wird auch versucht, Einstellungen

72. Vgl. für einen empirischen Beleg Clark/Friesen (2008), S. 195 ff.

73. Vgl. Arrow u.a. (1993), S. 25 ff.; Carson (2000), S. 1415.

74. Vgl. Kölfen (2000), S. 70.

75. Vgl. auch Jakobsson/Drägn (1996), S. 94 f. Eine Anwendung findet sich in Torgler/García-Valiñas (2007), S. 536 ff.

aufzudecken, die die Bewertenden gegenüber dem Bewertungsgegenstand haben. Zu diesem Zweck werden ihnen Aussagen präsentiert, die sie auf einer vorgegebenen Bewertungsskala bewerten sollen.⁷⁶

3.2.6 Fazit

Die Kontingente Bewertung wird seit vielen Jahren genutzt, um Wertschätzungen bspw. für Gewässerleistungen zu ermitteln. Sie weist gegenüber anderen Verfahren eine Reihe von Vorteilen auf:⁷⁷

- Es sind keine Marktdaten und damit keine Märkte für Leistungen erforderlich.
- Die Methode ist für die verschiedensten Problembereiche anwendbar.
- Auch schwache oder schleichende Veränderungen in der Umwelt – wie sie oft mit Klimawandelfolgen verbunden sind – können erfasst werden.
- Nicht-Nutzer-Werte können bewertet werden. Die Kontingente Bewertung (und Contingent Choice, siehe unten) sind dazu die einzigen verfügbaren Methoden.⁷⁸
- Die Beurteilung von Projekten, die künftig durchgeführt werden sollen, ist möglich.⁷⁹

Der unabhängige Expertenausschuss NOAA-Panel⁸⁰ hat bereits im Jahre 1993 Richtlinien aufgestellt, um allgemein akzeptable Ergebnisse einer CVM-Studie zu erreichen.⁸¹ Dabei handelt es sich um allgemeine Richtlinien und Empfehlungen, die in den besten Studien bereits Berücksichtigung fanden, und Hinweise auf notwendige Aspekte, die auch in diesen Studien unberücksichtigt blieben. Diese Richtlinien, die im Folgenden beispielhaft aufgeführt sind, haben auch heute noch zentrale Bedeutung für die Qualität einer Studie:

1. Die Stichprobe sollte anhand eines Zufalls-Verfahrens gewonnen werden. Für einfache „Ja-Nein“-Fragen wird eine Größe von 1.000 Personen als erforderlich angesehen.
2. Die Reliabilität der Ergebnisse nimmt mit steigender Zahl von Verweigerern ab.
3. Es wird als unwahrscheinlich angesehen, dass mit Briefaktionen verlässliche Ergebnisse erreicht werden können. Persönliche Vor-Ort-Interviews („Face-to-face-Interviews“) sind telefonischen Interviews vorzuziehen.
4. Die Fragen sollten vor den endgültigen Interviews getestet werden, um verzerrende Einflüsse durch Interviewer zu vermeiden.
5. Sinnvoll ist ein Vorabtest (Pretest) der Fragen auf Verständlichkeit, um zu gewährleisten, dass die zu untersuchenden Größen damit gemessen werden.
6. Die anstehenden Maßnahmen müssen hinsichtlich ihrer Nutzeffekte ausführlich beschrieben werden.
7. Studien sollten so angelegt sein, dass im Zweifelsfall die Zahlungsbereitschaft unterschätzt wird. Es sollte auf die „Willingness to Pay“ zurückgegriffen werden.
8. Der Referendumsansatz, wonach die Befragten im Fragebogen vorgeschlagene Beträge ablehnen oder annehmen können, sollte genutzt werden.

76 Beispiele finden sich in Meyerhoff (1999), S. 55, eine Übersicht aus mehreren Studien in Ryan/Spash (2008), S. 29 sowie in Spash u.a. (2009), S. 963 f.

77 Zu einer knappen Gegenüberstellung von Vor- und Nachteilen vgl. King/Mazzotta (2001a), S. 10 ff.

78 Vgl. auch King/Mazzotta (2001a), S. 2; Jakobsson/Dragun (1996), S. 93. Die Einbeziehung von Non-use-values stößt aber auch auf Ablehnung. Vgl. die Übersicht bei Pruckner (1995), S. 523 f. Zu einer Verteidigung vgl. Schneider (2001).

79 Vgl. Pearce/Atkinson/Murato (2006) für eine Übersicht über Vor- und Nachteile sowie für Hinweise zur Anwendung.

80 NOAA = National Oceanic and Atmospheric Administration. Vgl. die Homepage unter <http://www.noaa.gov/>

81 Vgl. Arrow u.a. (1993), S. 30 ff., 46 ff.

9. Die Befragten müssen darauf hingewiesen werden, dass ihr Budget beschränkt⁸² ist, dass also steigende Zahlungsbereitschaften für Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel zum Verzicht auf andere Güter führt.
10. Berichte sollten Informationen über die Befragten, die genutzten Fragen u.a. enthalten.⁸³

Diese Forderungen des Panels und ihre Umsetzung werden zum Teil kritisch gesehen. Unter anderem wird bemängelt, dass es sich um Qualitätsnormen für „ideale“ Befragungen handle und der ursprünglich beabsichtigte Anwendungsbereich oft aus den Augen verloren werde. Elsasser und Meyerhoff⁸⁴ etwa fordern allgemein Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Ergebnisse sowie Mindeststandards, um eine Mindestqualität zu sichern.

Zu berücksichtigen sind in diesem Zusammenhang allerdings die Kosten für derartige Studien. Gute Studien sind teuer.⁸⁵ Die hohen Kosten werden durch die notwendige Vorbereitungsarbeit, persönliche Interviews, große Stichproben, ausführliche Erläuterungen, verbunden mit oft nur einfachen Wahlfragen, ausgelöst.⁸⁶ Eine Übertragbarkeit von einer Studie auf einen anderen Fall ist in Grenzen möglich. Schwierigkeiten können auftreten aufgrund von Vergleichbarkeitsproblemen⁸⁷ und aufgrund des Umstandes, dass die Bewertung immer in einer bestimmten Knappheitssituation vorgenommen wird. Die geäußerte Wertschätzung für eine konkrete Verringerung von Schäden durch den Klimawandel muss vor dem Hintergrund gesehen werden, dass es viele andere Aspekte zu berücksichtigen gilt, so dass diese Wertschätzung nicht einfach mit der Zahl der Gewässer, der Anzahl der gefährdeten Keller in der Untersuchungsregion o.ä. multipliziert werden kann, um die Gesamtwertschätzung zu erhalten.⁸⁸

3.3 Contingent Choice

Die Contingent Choice Methode (in der Literatur teilweise auch als Conjoint Analyse⁸⁹, Choice Experiment oder Choice Modellierung⁹⁰ bezeichnet⁹¹) beruht wie die Kontingente Bewertung auf Befragungen. Der entscheidende Unterschied liegt darin, dass nicht direkt nach der monetären Wertschätzung für nützliche Effekte von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel gefragt wird, sondern die Werte werden aus hypothetischen Wahlakten der Befragten abgeleitet.⁹²

Die Methode wurde ursprünglich im Marketing und in der Psychologie genutzt und hat später Eingang in die Umweltbewertung gefunden. Den Probanden werden bezogen auf zu bewertende Effekte mehrere Alternativen vorgestellt, die jeweils durch verschiedene Eigenschaften gekennzeichnet und mit bestimmten Kosten verbunden sind. Eine der Alternativen stellt den status quo dar.⁹³ Die Befragten müssen dann ihre Präferenzen für die Alternativen zum Ausdruck bringen. Dabei kann auf „Contingent Ranking“, „Discrete Choice“ oder „Paired Rating“ zurückgegriffen werden.⁹⁴ Im ersten Fall werden die Befragten bspw. aufgefordert, verschiedene Stufen der Reduzierung von Vulnerabilitäten im Bereich Gewässer, Trinkwasser oder Abwasser, die sich hinsichtlich ihrer Kosten und ihrer

82 Vor allem dieser Aspekt fehlt oft in Studien.

83 Carson ist der Meinung, dass Schätzungen aus Studien mit schlecht beschriebenen Gütern und Zahlungsmodalitäten kritisch betrachtet werden sollten. Vgl. Carson (2000), S. 1415.

84 Elsasser/Meyerhoff (2001), S. 320 f.

85 Vgl. Arrow u.a. (1993), S. 24; Carson (2000), S. 1417; Europäische Kommission (2000), S. 22.

86 Vgl. Carson (2000), S. 1417.

87 Vgl. dazu auch die Ausführungen zum Benefit Transfer in Kapitel 5.

88 Vgl. Arrow u.a. (1993), S. 13.

89 Eine aktuelle Anwendung findet sich etwa in Viscusi/Huber/Bell (2008), S. 173 ff., die den ökonomischen Wert der Wasserqualität für Seen und Flüsse in den USA untersucht haben.

90 Vgl. Jiang/Swallow/McGonagle (2004), S. 481.

91 So etwa King/Mazzotta (2001b), S. 5. Anders Kooten/Bulte (2000), S. 142, die die Conjoint Analyse getrennt behandeln.

92 Vgl. King/Mazzotta (2001b), S. 1.

93 Vgl. European Commission Directorate-General Environment (2001), S. 10 f.

94 Vgl. King/Mazzotta (2001b), S. 5 f.

Effekte unterscheiden, auf der Basis ihrer eigenen Wertschätzung in eine Reihenfolge zu bringen. Bei der zweiten Methode sollen die Probanden aus mehreren beschriebenen Alternativen ihre bevorzugte auswählen, während beim „Paired Raiting“ Alternativenpaare zu vergleichen sind. Das bevorzugte Programm ist gegenüber dem anderen mit Formulierungen wie „stark präferiert“, „mittel präferiert“ oder „leicht präferiert“ zu bewerten. Die unterschiedlichen Kosten und Effekte der Alternativen erlauben es letztlich, mit Hilfe geeigneter statistischer Verfahren jede einzelne nützliche Folge einer Anpassung an den Klimawandel zu bewerten. Die Befragten müssen keine absoluten Wertschätzungen angeben, aber sie müssen sich Gedanken über Austauschmöglichkeiten zwischen verschiedenen Effekten und zwischen Effekten und Kosten machen.⁹⁵

95 Eine Anwendung findet sich bspw. in Farber/Griner (2000).

4 Indirekte Verfahren

Alle im Folgenden vorgestellten Verfahren sind indirekt marktorientiert, d.h. die Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel und die damit einhergehenden Nutzen werden aus Marktbeobachtungen abgeleitet. Zwar lassen sich nicht direkt Marktpreise für alle Nutzenarten und Komponenten beobachten, stattdessen aber Preise für Güter und Leistungen, die in einem Zusammenhang damit stehen. Kernthese ist, dass der Marktpreis, der für Güter gezahlt wird, durch den Nutzen bestimmt wird, den jemand aus diesem Gut zieht. Der Markt ist insofern in der Lage, Präferenzen aufzudecken. Aus diesen geäußerten Präferenzen für private marktgängige Güter wird ein Rückschluss auf die Wertschätzung für andere Güter – bspw. die Erholungsfunktion eines Gewässers – gezogen. Ein derartiges Gewässer könnte durch den Klimawandel bspw. von Austrocknung bedroht sein oder in Folge einer gestiegenen Konzentration an Stoffen umkippen. Um festzustellen, ob sich Maßnahmen zu seinem Erhalt lohnen, muss zunächst die Wertschätzung für das Gewässer bestimmt werden. Neben den oben dargestellten Befragungen kommen zu diesem Zweck der Transportkostenansatz und die Bewertung anhand hedonischer Preise in Betracht.

4.1 Transportkostenansatz (Travel Cost Method, Reisekostenmethode)

Mit dem Transportkostenansatz können indirekt Wertschätzungen für Umweltleistungen ermittelt werden.⁹⁶ Im Kern wird versucht, für ein nicht marktgehandeltes Gut mit fehlendem Ausschluss⁹⁷ anhand von beobachtbaren Kosten und Preisen eine ungefähre Abschätzung seines monetären Werts zu erhalten. Überträgt man diese Methodik auf die Wasserwirtschaft, bietet sie sich vorrangig für Gewässer an, die auch Erholungszwecken dienen.⁹⁸

Grundlegend für den Transportkostenansatz ist die Ermittlung privater Kosten wie Fahrt- und Zeitkosten, die komplementär bspw. zum Besuch eines Gewässers anfallen. Der Nutzen des Gewässerbesuchs ist mindestens so hoch wie diese Kosten. Um aber die Wertschätzung für den Erhalt oder die Verbesserung der Erholungsfunktion (die infolge des zu erwartenden Temperaturanstieges vielleicht verstärkt nachgefragt werden wird) zu ermitteln, muss der Überschuss der Nutzen über Kosten wie Fahrt- und Zeitkosten – also die Konsumentenrente – bestimmt werden. Zu diesem Zweck ist im einfachsten Fall nur eine Abhängigkeit der Besucherzahlen von der Entfernung zwischen Wohnort und zu bewertendem Gewässer zu ermitteln. In diesen Untersuchungen wird unterstellt, dass die divergierende Zahl von Besuchern aus verschiedenen Entfernungen allein auf unterschiedliche Reisekosten des Besuchs, nicht aber auf voneinander abweichende Präferenzen der Menschen, zurückzuführen ist.⁹⁹ Die Wertschätzung für das Erholungsgewässer kann über vier Schritte ermittelt werden:

1. Ermittlung der privaten Kosten, die unterschiedlich weit entfernte Gruppen für den Besuch eines Gewässers aufwenden.
2. Statistische Erfassung der Besuche.
3. Konstruktion einer Nachfragekurve nach dem Gewässer.
4. Bestimmung der Konsumentenrente.

Die aufgewendeten privaten Kosten setzen sich aus

- den Transportkosten für Hin- und Rückfahrt,
- den Kosten des Aufenthaltes,
- den Vorbereitungskosten,

96 Vgl. Hanley/Shogren/White (2007), S. 345.

97 D.h. niemand wird aufgrund des fehlenden Preises von der Nutzung ausgeschlossen, wenn er nicht zahlt.

98 Das grenzt die Anwendbarkeit naturgemäß auf öffentlich zugängliche Gewässer im Portfolio einer wasserwirtschaftlichen Körperschaft ein und schließt z.B. Talsperren, die nicht frei zugänglich sind, aus.

99 Vgl. auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 55 ff.

- und den Zeitkosten

zusammen. Die Ableitung der Nachfragefunktion erfolgt im Kern anhand der These, dass steigende Kosten die Nachfrage nach der Nutzung des betreffenden Gewässers reduzieren. Zur Verfeinerung des Ansatzes können auch Unterschiede zwischen Regionen (Einkommen, Alter, Präferenzen, Ausstattung mit Freizeitgütern o.ä.) berücksichtigt werden.

Der Reisekostenansatz wird in verschiedenen Spielformen genutzt, so als „Zonal Travel Cost- Ansatz“, als „Individual Travel Cost-Ansatz“ und als „Random Utility-Ansatz“.¹⁰⁰ Beim „Zonal Travel Cost-Ansatz“ werden Regionen um einen Erholungsort gebildet, und anschließend bspw. über die Abfrage von Postleitzahlen die Besucherzahlen aus diesen Regionen ermittelt. Beim „Individual Travel Cost-Ansatz“ wird für die Analyse nicht auf Daten zurückgegriffen, die regionsbezogen sind, sondern es wird versucht anhand von Befragungen individuelle Informationen von Besuchern zu erhalten, bspw. über ihre genaue Herkunft, die Besuchshäufigkeit, die Reisezeit, die Ausgaben, die Gründe des Besuchs, die Einschätzung der Klimawandelfolgen, das Einkommen und andere persönliche Merkmale. Diese werden statistisch ausgewertet, um einen „durchschnittlichen“ Besucher zu konstruieren. Damit sind verglichen mit dem „Zonal Travel Cost-Ansatz“ genauere Informationen, aber auch höhere Kosten verbunden. Unter anderem wird es möglich, Änderungen der Wertschätzung zu ermitteln, falls sich etwa die Zahl der besonders heißen Tage im Jahr erhöht. Der „Random Utility-Ansatz“ schließlich ist der komplexeste und teuerste Ansatz, der aber auch die genauesten Informationen liefert. Er ist besonders gut dazu geeignet, die Wertschätzung für bestimmte Eigenschaften eines Gewässers und ihre Änderungen aufzudecken. In die Analyse fließt nicht nur ein Gewässer ein, sondern es werden mehrere Gewässer berücksichtigt, die aus Sicht eines Besuchers substituierbar sind. Diese Gewässer müssen anhand ihrer Eigenschaften und der anfallenden Reisekosten beschrieben werden. Die Kernthese lautet, dass es für die Besucher eine Austauschbeziehung zwischen der durch das Gewässer gestifteten Erholungsqualität und den Reisekosten gibt.¹⁰¹

4.2 Kostenbasierte Ansätze

Kosten zur Bewertung von reduzierten Schäden durch den Klimawandel werden beim Vermeidungs- und Substitutionskostenansatz genutzt. Ähnlich wie bei der Marktpreismethode erfolgt zwar auch bei diesen Ansätzen eine Bewertung anhand von marktbestimmten Preisen. Während aber bei der Marktpreismethode versucht wird, den Wert von Anpassungsmaßnahmen anhand von damit verbundenen erwünschten Effekten – wie bspw. einer Erhöhung der Quantität verfügbaren Wassers – zu bestimmen, setzen die kostenorientierten Methoden am Wert bspw. von technischen Anlagen an, mit denen eine Anpassung an Klimawandelfolgen vorgenommen werden soll. Der Wert von Gewässerqualität oder von gesicherten Wassermengen und die Kosten zur Sicherung dieser Qualität und Quantität können aber weit auseinander liegen. Würde – um ein Beispiel aus einem anderen Bereich zur Verdeutlichung zu nutzen – bei der Bewertung eines weltberühmten Gemäldes allein auf die Kosten der Erstellung des Bildes abgestellt (Farbe, Leinwand, Arbeitszeit, ...), käme es zu einer völligen Unterschätzung seines Wertes.

Der Vermeidungskostenansatz – der an dieser Stelle besser Anpassungskostenansatz heißen sollte – geht davon aus, dass Menschen bereit sind, Geld aufzuwenden, um eine schädliche Gewässeränderung oder eine andere Klimawandelfolge zu beschränken oder zu verhindern. So können bspw. spezielle Techniken eingesetzt werden, um bei vermindertem natürlichem Abfluss einem Gewässer zusätzliches Wasser zuzuführen oder um ein Gebäude vor eindringendem Regenwasser zu schützen. Die damit verbundenen Kosten – die relativ leicht über Marktpreise ermittelt werden können – stellen Anpassungskosten dar. Die unternehmerischen Kosten der innerhalb des *dynaklim*-Projektes zu entwickelnden Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen zur Verminderung der Vulnerabilität

100 Vgl. King/Mazzotta (2001c), S. 2 ff. Bateman/Lovett/Brainard (2003), S. 31 sowie Chaudhry/Terwari (2006), S. 440.
101 Beispiele für Anwendungen finden sich in Soutukova (2001) und King/Mazzotta (2001c).

sind als derartige Anpassungskosten einzustufen. Gleiches gilt für Kosten, die Haushalten bspw. durch hausspezifische Schutzmaßnahmen gegen eindringendes Kanalisationswasser entstehen.

Dem Substitutionskostenansatz liegt die Überlegung zu Grunde, dass manche natürlichen Leistungen eines Gewässers alternativ durch den Einsatz von Technik erbracht werden könnten. Der Wert dieser natürlichen Leistungen wird dann anhand der Kosten der nicht benötigten Techniken ermittelt.¹⁰² So könnte bspw. der Wert eines Gewässers zur Trinkwasserversorgung, das aufgrund von Klimawandelfolgen gefährdet ist, durch die Kosten einer alternativen Fernwasserversorgung bestimmt werden.

4.3 Hedonic Pricing (Marktpreisdivergenzmethode)

Güter, die selbst keinen Marktpreis aufweisen, beeinflussen oft den Preis von marktgängigen Gütern.¹⁰³ Der Preis einer Immobilie wird nicht allein durch Ausstattung, Größe, Alter, Wohngegend, Verkehrsanbindung etc. geprägt, sondern auch durch Umweltqualitätsfaktoren. Bspw. haben Häuser, aus denen heraus ein Blick auf eine schöne Landschaft oder ein idyllisches Gewässer möglich ist, oft einen höheren Preis als vergleichbare Häuser ohne diesen Blick.

Der hedonische Preisansatz beruht darauf, dass der Preis eines privaten Gutes – vor allem der von Immobilien¹⁰⁴ – durch die ihm innewohnenden Charakteristika bestimmt wird. Unterschiedliche Qualitäten einer Immobilie, zu denen auch die Umweltqualität zählt, werden zu unterschiedlichen Preisen führen. Zumindest theoretisch müsste bereits ein Unterschied in einer einzigen dieser preisbestimmenden Eigenschaften einen Preisunterschied hervorrufen.¹⁰⁵ Aus den Preisunterschieden des privaten Gutes kann durch den Einsatz geeigneter statistischer Verfahren auf den Wert eines komplementären Gutes wie Umweltqualität geschlossen werden.

Geht man davon aus, dass sich Klimawandelfolgen regional unterschiedlich zeigen – oder dass es heute bereits Regionen mit einem Klima gibt, das sich in anderen Gebieten erst durch den Klimawandel einstellen wird – lassen sich über den hedonischen Ansatz eventuell Rückschlüsse auf die Nutzen von Klimaanpassungsmaßnahmen ziehen. Vergleichbare Gebäude müssten in Gebieten

- mit einem besseren Stadtklima, das auch vom Wasserhaushalt bestimmt ist, einen höheren Preis erzielen;
- mit häufigeren Überflutungen weniger kosten;
- in der Nähe von Gewässern, die regelmäßig austrocknen, einen geringeren Preis haben.

Anhand derartiger Informationen könnte der Wert von Anpassungsmaßnahmen (Stadtklimaverbesserung, Schutz vor Überflutungen¹⁰⁶, Sicherstellung des Abflusses) bestimmt werden. Grundsätzlich kann der hedonische Ansatz zur Aufdeckung von Wertschätzungen für all jene Umweltgüter und Umwelteffekte angewendet werden, die beobachtbare regionale Unterschiede in ihrer Qualität aufweisen. Voraussetzung zur Anwendung bei Immobilien jedoch ist die Verfügbarkeit eines ausreichenden Umfangs von Wohnungsmarktdaten.

102 Eine Anwendung findet sich in Dehnhardt (2002) sowie in Meyerhoff/Dehnhardt (2007), S. 24 f..

103 Vgl. zum folgenden Lesser/Dodds/Zerbe jr. (1997), S. 276 ff.

104 Eine aktuelle Anwendung i.V.m. Häuserpreisen und Flutrisiken für die Niederlande findet sich in Daniel/Florax/Rietveld (2009), S. 563 ff. Einen Überblick über Studien und die historische Entwicklung der Modelle ist nachzulesen bei Sirmans/Macpherson/Zietz (2005), S. 3 ff.

105 Vgl. Wenk (1994), S. 179.

106 Hier könnten sich auch Marktpreisunterschiede zeigen, wenn ein unterschiedliches Überflutungsrisiko zu verschiedenen hohen Versicherungsprämien führt.

5 Benefit Transfer

Der Benefit Transfer kann allgemein definiert werden als „eine Methodik, die monetäre Werte für Umweltgüter z.B. in einer Region Y (*policy site*) dadurch ermittelt, dass sie existierende Studien in einer Region X (*study site*) analysiert und deren ermittelte Umweltwerte mit mehr oder weniger aufwändigen Korrekturverfahren auf die aktuelle Bewertungssituation in der Region Y überträgt.“¹⁰⁷

Es wird somit darauf verzichtet, eigenständige Bewertungen anhand von Befragungen usw. vorzunehmen, sondern von andernorts durchgeführten Studien werden die Ergebnisse dieser Verfahren übernommen (Abbildung 8).

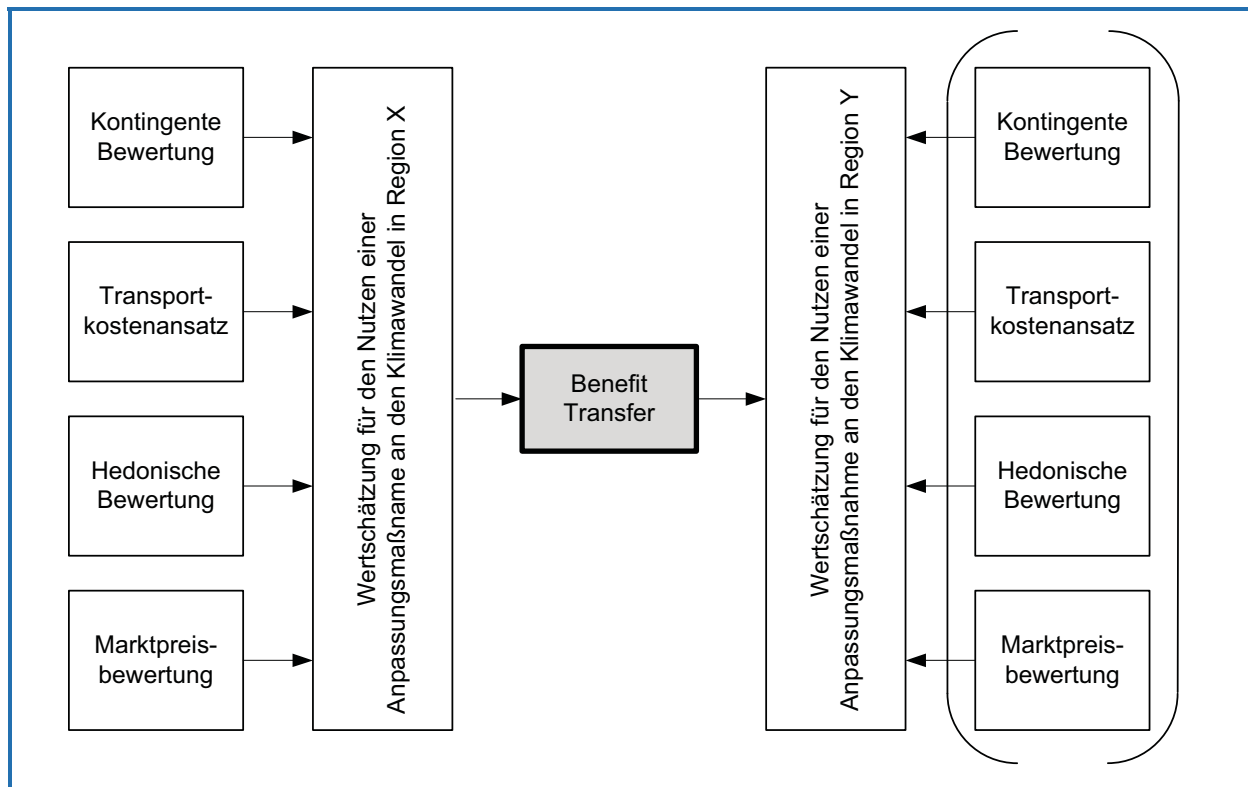


Abbildung 8: Benefit Transfer

Die *study site* muss mit der *policy site* Ähnlichkeiten¹⁰⁸ etwa hinsichtlich der regionaler Gegebenheiten, des Zeitrahmens, der zu untersuchenden Anpassungsmaßnahme, der betrachteten Änderungen, ökonomischer und sozioökonomischer Charakteristika der betroffenen Bevölkerungsgruppen, der Erheblichkeit einer Schädigung etc. aufweisen, wobei der Grad der Ähnlichkeit ein Auswahlkriterium ist. Auch die Eigentumsrechte in den Regionen sollten ähnlich strukturiert sein, weil Zahlungsbereitschaften auch von deren Struktur abhängen. Auf ähnliche Anforderungen haben bereits Klaus u.a. in einer 1983 erstellten Studie hingewiesen.¹⁰⁹

Zur Anwendung der Benefit Transfer-Methode muss zunächst eine Übersicht über existierende Studien erstellt werden, um diejenigen zu identifizieren, die zur Übertragung auf eine Thematik wie Klimawandel, Ver- und Entsorgungssicherheit sowie Gewässerschutz geeignet sind. Dabei können alle grundsätzlich zur Bewertung von Einzelkomponenten in Frage kommenden Bewertungsmethoden herangezogen werden.¹¹⁰ In einem zweiten Schritt ist zu prüfen, inwieweit die gefundenen Studien

107 Vgl. Pearce/Atkinson/Murato (2006). S. 255, mit Verweis auf Boyle/Bergstrom (1992), NOAA (1996).

108 Vgl. Colombo/Hanley (2008) S. 128 ff. sowie Boyle u.a. (2010), S. 3. In der Literatur herrscht jedoch keine Einigkeit darüber vor, wann Studien als ähnlich angesehen werden können.

109 Klaus u.a. (1983), S. 181 f.

110 Die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus hedonischen Bewertungen wird aber als kritisch eingestuft wegen regionspezifischer Immobilienpreise. Vgl. Office of the Deputy Prime Minister (o.J.), Annex 1, o.S.

hinsichtlich der Wasserver- und Abwasserentsorgungsstrukturen, der Gewässerart, der relevanten Bevölkerungsgrößen usw. übertragbar sind. Drittens ist die Qualität der Basisstudie zu testen. Im vierten Schritt ist dann eine Anpassung der Ergebnisse des „policy site“ an die zu betrachtende Maßnahme vorzunehmen.¹¹¹

Konkret existieren drei mögliche Vorgehensweisen zum Benefit Transfer:

- Erstens kann eine Durchschnittswertschätzung übertragen werden,
- zweitens eine Funktion,
- drittens kann eine Metafunktion kalkuliert werden.¹¹²

Der bekannteste Weg ist der, eine *Durchschnittswertschätzung* zu übertragen (direct benefits transfer), wobei nach einer Prüfung eine Übertragung von (durchaus mehreren verschiedenen) unkorrigierten Originalwerten – üblicherweise von Willingness to Pay-Werten¹¹³ – einer oder mehrerer Studien auf den Untersuchungsraum (Politikort) erfolgt.¹¹⁴ Dieser Ansatz wird zwar häufig verwendet, ist aber nicht unproblematisch, wenn man sich bspw. mit Blick auf Klimawandeleffekte die Gründe für mögliche Abweichungen der durchschnittlichen Zahlungsbereitschaft vor Augen führt:¹¹⁵

- unterschiedliche sozio-ökonomische Merkmalsausprägungen bei der relevanten Bevölkerung,
- physische Unterschiede zwischen Wasserver- und Abwasserentsorgungsinfrastruktur, Gewässern und Klimawandelfolgen,
- unterschiedliche Änderungen in der Gewässerqualität und sonstigen Auswirkungen, die der Klimawandel mit sich bringt,
- unterschiedliche Nutzungen von Gewässern oder von Trink- und Brauchwasser,
- divergierende Marktgegebenheiten bspw. bezüglich der Verfügbarkeit von Substitutionsgütern: Kann bspw. die Wasserversorgung durch eine Fernwasserversorgung ersetzt werden?

Die Originalstudie muss in jedem Fall erhöhten Anforderungen hinsichtlich ihrer Qualität genüge leisten¹¹⁶ und wird in den seltensten Fällen eine solche Übereinstimmung zu der policy site aufweisen, dass eine unmittelbare Übertragung dieser Werte akzeptabel ist. Eine anspruchsvollere Vorgehensweise müsste genaueren Aufschluss über Unterschiede zwischen der ursprünglichen und der zu bewertenden Situation geben.¹¹⁷ Obwohl diese Einschränkungen der Anwendung¹¹⁸ einer solchen recht einfachen Übertragung der Ergebnisse von Studien bekannt sind, wird häufig auf dieses Verfahren zurückgegriffen.¹¹⁹ Solche Übertragungen würden allerdings höchstens einen groben Anhaltspunkt für die konkrete Wertschätzung in der Emscher-Lippe-Region liefern.

Eine in der Praxis oft genutzte Vorgehensweise zur Anpassung lässt sich anhand der folgenden Formel beschreiben:¹²⁰

$$(1) WTP_Y = WTP_X \left(\frac{PKE_Y}{PKE_X} \right)^e$$

111 Vgl. King/Mazzotta (2001d), S. 2.

112 Vgl. Navrud (2000); Office of the Deputy Prime Minister (o.J.), Annex 1, o.S.

113 Vgl. oben, Abschnitt 3.2.2.

114 Vgl. Smith u.a. (2000), S. 1-3.

115 Vgl. allgemein Office of the Deputy Prime Minister (o.J.), Annex 1, o.S.

116 Darauf verweisen auch Shrestha/Rosenberger/Loomis (2007), S. 175 sowie Johnston/Rosenberger (2010), S. 490.

117 Vgl. Muthke (2001), S. 273.

118 Vgl. Navrud (2000), S. 11.

119 „Transferring unadjusted estimates is clearly hazardous, although it is widely practised.“ Office of the Deputy Prime Minister (o.J.), Annex 1, o.S.

120 Vgl. Office of the Deputy Prime Minister (o.J.), Annex 1, o.S.

PKE_Y ist das durchschnittliche Pro-Kopf-Einkommen in der Betrachtungsregion, PKE_X das in der Region, in der bereits eine Studie durchgeführt worden ist. WTP_X ist die bekannte Zahlungsbereitschaft im untersuchten Gebiet, und „e“ sagt etwas darüber aus, wie die Zahlungsbereitschaft vom Pro-Kopf-Einkommen abhängt. Auf das Einkommen wird deshalb oft zurückgegriffen, weil diese Größe als eine der entscheidenden Bestimmungsfaktoren für Zahlungsbereitschaften angesehen wird. Ähnliche Anpassungen lassen sich bspw. für unterschiedliche Altersstrukturen oder Einwohnerdichten am Studienort und am Politikort vornehmen. Diese Erweiterungen führen hinüber zum nächsten Ansatz zur Übertragung von Zahlungsbereitschaften.

Nach Möglichkeit sollte der Weg beschritten werden, eine Studie zu wählen, in der *Zahlungsbereitschaftsfunktionen*¹²¹ abgeleitet worden sind, da nur in diesem Falle von einer ausreichenden Abstrahierung von studienspezifischen Faktoren ausgegangen werden kann. Bei der Übertragung einer Funktion muss auf eine konkrete Studie zurückgegriffen werden, die sich dieses Ansatzes für das zu überprüfende Problem bedient und exakte Angaben bspw. über die berücksichtigte Bevölkerung und das bewertete Gut enthält, damit es möglich ist, zu erkennen, inwieweit Zahlungsbereitschaften durch Veränderungen in diesen Bereichen variieren. Zudem sollten die Veränderungen des betrachteten Gutes in der Ausgangsstudie und in der neu zu erstellenden gleichgerichtet sein. Konkret werden dazu die in der Originalstudie ermittelten Kennwerte mit den Werten der neuen Region, die die Zahlungsbereitschaft beeinflussen, kombiniert.¹²² Dadurch soll Divergenzen zwischen den einzelnen Situationen Rechnung getragen werden.¹²³

Wenn die Zahlungsbereitschaft in der Studienregion von vier Faktoren abhängt, so dass gilt:

$$(2) WTP_X = f(A, B, C, \text{Pro-Kopf-Einkommen})$$

dann kann die Zahlungsbereitschaft für die Politikregion Y ermittelt werden, indem die funktionalen Zusammenhänge beibehalten und die entsprechenden Werte für A, B, C und das Pro-Kopf-Einkommen aus der Politikregion eingesetzt werden.

Auch wenn die aktuellere Literatur zum Benefit Transfer den Ansatz der Funktionsschätzungen verfolgt¹²⁴, kann eine Anwendung an der mangelnden Verfügbarkeit an Studien scheitern. So ist keine lokale oder regionale Studie, die funktionale Bewertungen einer Reduktion von Klimawandelfolgen untersucht, verfügbar. Insgesamt geht die Entwicklung hier aber in eine positive Richtung. Mit dem Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) bspw. existiert die wohl umfassendste und aktuellste internationale Datenbank, in der qualitativ hochwertige Studien zusammengestellt sind, die als Grundlage für einen möglichst erfolgreichen Benefit Transfer dienen können.

Aber grundsätzlich darf nicht übersehen werden, dass auch der *Benefit Funktionen Transfer* nicht unkritisch zu sehen ist. Zum einen kann nicht davon ausgegangen werden, dass alle Daten, die notwendig wären, um die Bestimmungsgrößen der Wertschätzungen an den Politikort anzupassen, tatsächlich verfügbar sind. Zum anderen wird häufig von einer linearen Beziehung zwischen den Wertschätzungen und den Determinanten dieser Werte ausgegangen, was nicht der Fall sein muss.¹²⁵

Eine *Meta-Analyse*¹²⁶ bedient sich mehrerer Studien, durch deren Analyse die Ursachen für Zahlungsbereitschaftsunterschiede in diesen Studien herausgefiltert werden sollen.¹²⁷ Beim Vergleich

121 Vgl. European Commission Directorate – General Environment (2001), S. 13.

122 Vgl. European Commission Directorate – General Environment (2001), S. 14.

123 Darauf verweist auch Ready (2009), S. 1351. Zumeist wird aber das Problem durch die Forscher dadurch minimiert, dass Studien gewählt werden, bei denen der study site so ausgewählt wird, dass er dem policy site so ähnlich wie möglich ist. Vgl. Navrud (2000), S. 12.

124 Vgl. Johnston/Rosenberger (2010), S. 481.

125 Vgl. Thiele/Wronka (2002), S. 385 f.

126 Vgl. Navrud (2000), S. 12 f.; Office of the Deputy Prime Minister (o.J.), Annex 1, o.S. Vgl. zu einer Übersicht von Meta-Analysen Nelson/Kennedy (2009), S. 345 ff. Es ist jedoch Vorsicht geboten, da sich viele Meta-Analysen als unvollständig oder methodisch falsch erwiesen haben. Vgl. Nelson/Kennedy (2009), S. 345.

127 Vgl. Navrud/Ready (2007a), S. 5.

verschiedener Studien konnte z.B. festgestellt werden, dass die Zahlungsbereitschaft für Biodiversität in Nord-Amerika deutlich über der europäischen Bevölkerung liegt.¹²⁸ Die Meta-Analyse soll eine verbesserte Übertragbarkeit der Wertansätze sicherstellen, weil es möglich wird zu erkennen, worauf unterschiedliche Wertschätzungen beruhen. Diese Analysen sind in verschiedenen Bereichen der Umweltbewertung eingesetzt worden. So sind Erholungsgebiete, Rekreationsfunktionen von Feuchtgebieten, Grundwasserschutz, vom Aussterben bedrohte Tierarten u.a. bewertet worden. Auch hier werden in der Regel Funktionen übertragen, aber sie stammen nicht aus einer einzelnen Studie, sondern aus der Betrachtung verschiedener Studien.¹²⁹

Da der Benefit Transfer in den Vereinigten Staaten bereits häufig eingesetzt wird, um auch durchaus ad hoc zwischen Investitionsalternativen im Rahmen einer Ja/Nein Entscheidung auszuwählen, ist die grundsätzliche Praktikabilität des Benefit Transfer wahrscheinlich gegeben. Gegebenenfalls ist an Sensitivitätsanalysen zur Kontrolle der Belastbarkeit von Ergebnissen zu denken.¹³⁰ Auch werden in der Praxis Benefit Transfers aufgrund knapper Ressourcen (Zeit und Geld) häufig eingesetzt.¹³¹ Da die Kosten-Nutzen-Analyse das hauptsächlich eingesetzte Mittel zur Unterstützung von politischen Entscheidungsträgern in den USA ist, ist die Anwendung des Benefit Transfers zumindest dort unvermeidlich.¹³²

Aus den genannten Gründen kann diese Methode aber nicht für alle Fragestellungen und nur unter Beachtung der erwähnten Einschränkungen angewendet werden. Es stellt sich insofern eher die Frage, wann dieser Transfer vorgenommen werden kann und wie er in einem konkreten Projektkontext durchgeführt werden sollte.¹³³ Zu beachten ist, dass ein durchdachter und sorgfältiger Benefit Transfer, der sich qualitativ hochwertiger Primärstudien mit großen Erhebungsumfängen bedient, besser sein kann als eine Originärerhebung, die Probleme aufweist wie z.B. einen sehr geringen Umfang an Befragten.¹³⁴ Ältere Überprüfungen der Validität für Umweltgüterbewertungen mittels des Benefit Transfer haben ergeben, dass diese Transfers nicht nach allen statistischen Kriterien als zulässig angesehen werden konnten. Neuere Studien zeigen allerdings, dass Nutzenübertragungen in der Mehrzahl der Fälle als valide anzusehen sind und der Transferfehler, der die Über- bzw. Unterschätzung der tatsächlichen Werte angibt, zumeist zwischen 40% und 50% liegt.¹³⁵ Diverse Untersuchungen haben auch zu der Frage Stellung genommen, ob und inwieweit bestimmte Erhebungsverfahren bei den Basiserhebungen sich besonders für den Benefit Transfer eignen. So konnte bspw. eine besondere Eignung von Choice-Modellen aufgezeigt werden.¹³⁶

Um die Effekte reduzierter Auswirkungen des Klimawandels abzuschätzen, müssen aber wahrscheinlich originäre Bewertungsmethoden eingesetzt werden, da bisher keine Primärerhebungen für eine Übertragung zur Verfügung stehen. Ein Umstand, der Deutschland generell in starkem Maße von den englischsprachigen Staaten unterscheidet und auch von Görlach und Interwies beklagt wird:, liegt darin, dass „Compared to English-speaking countries, the economic valuation of environmental goods and services does not have a long tradition in Germany. Consequently, studies, that have assessed the economic value of water use are few and far between.“¹³⁷

128 Vgl. hierzu die Übersicht in European Commission Directorate-General Environment (2001), S. 14 f.

129 Aktuelle Anwendungen finden sich z.B. in Kristófferson/Navrud (2007), Rolfe/Windle (2008) und in Baskaran/Cullen/Colombo (2009).

130 Vgl. Muthke (2001), S. 289.

131 Vgl. Boyle u.a. (2010), S. 2.

132 Vgl. Johnston/Rosenberger (2010), S. 480. Hinzu kommt, dass im Gegensatz zu Deutschland eine große Anzahl an Primärstudien für den nordamerikanischen Raum vorliegt, die für eine Übertragung in Frage kommen, so z.B. Piper/Martin (2001), Johnston u.a. (2005), Bateman u.a. (2006), Englin/McDonald/Moeltner (2006), Poor/Pessagno/Paul 2007), Menegaki/Hanley/Tsagarakis (2007) und Viscusi/Huber/Bell (2008).

133 Vgl. Muthke (2001), S. 272.

134 Vgl. Ready/Navrud (2005), S. 198.

135 Vgl. Ready/Navrud (2005), S. 197. Weitaus kritischer auf die weitergehende Notwendigkeit von Überprüfungen hinweisend Brouwer/Spaninks (1999).

136 Vgl. Morrison u.a. (2002). Vgl. zur Überprüfung auch Ahlheim/Lehr (2000).

137 Görlach/Interwies (2004), S. 14.

6 Übersicht über die Bewertungsverfahren

Die folgende Übersicht stellt die oben beschriebenen Bewertungsverfahren, ihre Vor- und Nachteile sowie ihre potenzielle Anwendbarkeit für die Problematik der Anpassung an den Klimawandel in dem Kontext der Wasserwirtschaft zusammen.

	Anwendungsbereiche	Datenbedarf	Vorteile	Nachteile	Kosten
Marktpreis- methode	Überall, wo Marktpreise verfügbar sind (z.B. bei verkäuflichen Fischen)	Marktbeobachtungen	Einfach erfassbar	Sehr beschränkt nutzbar, Umwelteinstellungen oft keine marktlichen Güter sind; Preise sind häufig verzerrt	Gering
Kontingente Bewertungs- methode (CVM)	Sehr vielfältig (z.B. bei Artenvielfalt in Fließgewässern, Trinkwasserversorgung)	Eigene Erhebungen	Schleichende und zukünftige Änderungen von Umweltqualität bewertbar; Erfassung von Nicht-Nutzer-Werten	Hypothetischer Charakter; keine objektiven Daten; anfällig für Verzerrungen; hoher Zeitbedarf	Hohe Kosten für Vorbereitung und Nachbereitung sowie Durchführung
Contingent Choice	Siehe CVM	Siehe CVM	Siehe CVM; weniger anfällig für Verzerrungen als CVM	Hypothetischer Charakter; keine objektiven Daten; starke Inanspruchnahme der Befragten, da viele Alternativen bewertet werden müssen; hoher Zeitbedarf	Hohe Kosten für Vorbereitung, Durchführung und Nachbereitung; c.p. höher als bei CVM
Kostenbasierte Ansätze	Überall, wo Anpassungskosten monetarisiert sind	Marktbeobachtungen	Einfach erfassbar	Vermeidung und Substitution kein korrekter Maßstab; Preise sind häufig verzerrt; sehr grober Maßstab	Gering
Reisekosten- ansatz	Eingeschränkt, hier für die Erholungsfunktion	Eigene Erhebungen; Verhaltensbeobachtungen	Relativ einfach erfassbar; Teileigenschaften bewertbar; Basis tatsächliches Verhalten	Preise sind häufig verzerrt; sehr grober Maßstab	Relativ gering
Hedonic Pricing	Überall, wo marktgängige Güter von zu bewertenden beeinflusst werden (z.B. Flutrisiken bei Häusern)	Marktbeobachtungen	Einfach erfassbar; Basis tatsächliches Verhalten	Bewusstsein über Auswirkungen des Klimawandels notwendig; Preise sind häufig verzerrt; sehr grober Maßstab	Gering bei Marktdatenbeschaffung, dafür hoher Aufwand bei der Auswertung
Benefit Transfer	Sehr vielfältig	Primärstudien	Einfach erfassbar; kann ähnliche Qualität wie Primärstudien zu bedeutend geringeren Kosten aufweisen	Starke Abhängigkeit von Primärstudien (Verfügbarkeit, Qualität und Vergleichbarkeit); hohe Transferfehler	Stark abhängig von Primärstudien und Methodik

Übersicht 11: Bewertungsverfahren

Literatur- und Quellenverzeichnis

- Ahlheim, M./Lehr, U. (2000): Nutzentransfer: das Sparmodell der Umweltbewertung. Diskussionschrift No.1, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Cottbus.
- Arrow, K. u.a. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation (<http://www.darp.noaa.gov/library/pdf/cvblue.pdf>, 10.08.2010).
- Baskaran, R./Cullen, R./Colombo, S. (2009): Testing Different Types of Benefit Transfer in Valuation of Ecosystem Services: New Zealand Winegrowing Case Studies, in: *Ecological Economics*, Bd. 69.2010, 5 (15.3.), S. 1010-1022.
- Bateman, I.J. u.a. (2006): Comparing contingent valuation and contingent ranking: A case study considering the benefits of urban river water quality improvements, in: *Journal of Environmental Management*, Bd. 79 (3), S. 221–231.
- Bateman, I.J./ Lovett, A.A./Brainard, J.S. (2003): *Applied environmental economics: a GIS approach to cost-benefit analysis*, Cambridge.
- Bohne, A. u.a.(2008): *Deutsch-tschechische Bibliographie: Studien der kontingenten Bewertung in Mittel- und Osteuropa*, Universität Leipzig, Working Paper No. 71, (<http://www.wifa.uni-leipzig.de/mitarbeiter/publikationen/publikationenpdf/71-komplett.pdf>, 10.08.2010).
- Boyle, K.J. u.a. (2010): The Benefit-Transfer Challenges, *Annual Review of Resource Economics* 2010, i.E.
- Boyle, K.J./Bergstrom, J.C. (1992): Benefit Transfer Studies: Myth, Pragmatism and Idealism, in: *Water Resources Research*, Vol. 28 (3), S. 657-663.
- Brouwer, R./Spaninks, F.A. (1999): The Validity of Environmental Benefit Transfer: Further Empirical Testing, in: *Environmental and Resource Economics*, Vol. 14., S. 95-117.
- Cansier, D. (1996): *Umweltökonomie*, 2. Auflage (= UTB 1749), Stuttgart.
- Carson, R.T. (2000): Contingent Valuation: A User's Guide, in: *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, No. 8, S. 1413-1418.
- Champ, P.A./Moore, R. /Bishop, R.C. (2009): A Comparison of Approaches to Mitigate Hypothetical Bias, in: *Agricultural and Resource Economics Review*, Bd. 38 (2009), 2, S.166-180.
- Chaudhry, P./ Tewari, V.P. (2006): A comparison between TCM and CVM in assessing the recreational use value of urban forestry, in: *International Forestry Review*, Vol.8(4), 2006, S. 439-448.
- Clark, J./Friesen, L. (2008): The Causes of Order Effects in Contingent Valuation Surveys: An Experimental Investigation, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 56 (2008), S. 195–206.
- Colombo, S./Hanley, N. (2008): How Can We Reduce the Errors from Benefits Transfer? An Investigation Using the Choice Experiment Method, in: *Land Economics* 84, S. 128–147.
- Costanza, R. u.a. (2001): *Einführung in die ökologische Ökonomik*, Stuttgart.
- Daniel, V.E./Florax, R.J.G.M./ Rietveld, P. (2009): Floods and Residential Property Values: A Hedonic Price Analysis for the Netherlands, in: *Built Environment*, Vol. 35, No.4.
- Dehnhardt, A. (2002): Der ökonomische Wert der Elbauen als Nährstoffsенke: Die indirekte Bewertung ökologischer Leistungen, in: Dehnhardt, A./Meyerhoff, J. (Hrsg.): *Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen*, Kiel, S.185-217.

- DIN (Deutsches Institut für Normung) (2000): DIN 2000. Zentrale Trinkwasserversorgung - Leitsätze für Anforderungen an Trinkwasser, Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung der Versorgungsanlagen - Technische Regel des DVGW, Berlin.
- Elsasser, P. (1996): Der Erholungswert des Waldes. Monetäre Bewertung der Erholungsleistung ausgewählter Wälder in Deutschland (= Schriften zur Forstökonomie, hrsg. v. V. Bergen, H. D. Brabänder, Bd. 11), Frankfurt am Main: Sauerländer.
- Elsasser, P./Meyerhoff, J. (2001): Die mögliche Rolle kontingenter Bewertungen für die Umweltpolitik, in: Elsasser, P./Meyerhoff, J. (Hrsg.) (2001): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methoden fragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, Marburg, S. 309-322.
- Elsasser, P./Meyerhoff, J. (2001a): KBM-Studien zur Bewertung von Umweltgütern im deutschsprachigen Raum – eine Kurzübersicht, in: Elsasser, P./Meyerhoff, J. (Hrsg.) (2001): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methoden fragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, Marburg, S. 291-308.
- Emschergenossenschaft / Lippeverband (2009a): Emschergenossenschaft. Über uns. Daten und Fakten (<http://www.eglv.de/emshergenossenschaft/ueber-uns/daten-und-fakten.html>, 23.10.2010).
- Emschergenossenschaft / Lippeverband (2009b): Lippeverband. Über uns. Daten und Fakten (<http://www.eglv.de/lippeverband/ueber-uns/daten-und-fakten.html>, 23.10.2010).
- Endres, A./Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden: Theorie und Praxis sozio-ökonomischer Verfahren, Stuttgart, Berlin, Köln.
- Englin, J. E./McDonald, J. M./Moeltner, K. (2006): Valuing ancient forest ecosystems: An analysis of backcountry hiking in Jasper National Park, in: Ecological Economics, Bd. 57 (4), S. 665-678.
- Environmental Valuation Reference Inventory™ (o.J.) (<http://www.evri.ca/english/default.htm>, 13.07.2010).
- EPA (Environmental Protection Agency) (2000): Guidelines for Preparing Economic Analyses (<http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eed.nsf/webpages/Guidelines.html>, 13.07.2010).
- Europäische Kommission (2000): Weißbuch zur Umwelthaftung, KOM (2000) 66 endg., 9. Februar 2000, Luxemburg.
- European Commission Directorate-General Environment (2001): Study on the Valuation and Restoration of die Damage to Natural Resources for the Purpose of Environmental Liability, o.O.
- Farber, S./Griner, B. (2000): Using Conjoint Analysis to value Ecosystem Change, in: Environmental Science Technology, Vol. 34, S. 1407-1412.
- Faucheux, S./Noël, J.-F. (2001): Ökonomie natürlicher Ressourcen und der Umwelt, Marburg.
- Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31.07.2009 (BGBl. I, Nr. 51, S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 12 des Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I, Nr. 43, S. 1163), in Kraft getreten am 18. August 2010.
- Görlach, B./Interwies, E. (2004): Assessing Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive: the Case of Germany, Berlin (http://www.ecologic.de/download/projekte/1950-1999/1970-01/erc_germany.pdf), 13.07.2010).
- Hampicke, U. (1998): Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer „Monetarisierung“ der Natur, in: Theobald, W. (Hrsg.): Integrative Umweltbewertung. Theorie und Beispiele aus der Praxis, Berlin, Heidelberg, S. 95-117.

- Hanley, N./Shogren, J.F./White, B. (2007): Environmental Economics in Theory and Practice, 2nd ed., Basingstoke u.a.
- Hecht, D./ Kersting, M./Werbeck, N. (2010): Risiko & Co, i.E.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Working Group II Contribution to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Jakobsson, K.M./Dragun, A.K. (1996): Contingent Valuation and Endangered Species. Methodological Issues and Applications, Cheltenham, UK, Brookfield US.
- Jiang, Y./Swallow/S.K./McGonagle, M. (2005): Context-Sensitive Benefit Transfer Using Stated Choice Models: Specification and Convergent Validity for Policy Analysis, in: Environmental and Resource Economics 31, S. 477–499.
- Johnston, R.J. (2006): Is Hypothetical Bias Universal? Validating Contingent Valuation Responses Using a Binding Public Referendum, in: Journal of Environmental Economics and Management 52 (2006), S. 469–481.
- Johnston, R. J. u.a. (2005): Systematic variation in willingness to pay for aquatic resource improvements and implications for benefit transfer: a meta-analysis, in: Canadian Journal of Agricultural Economics, Bd. 53, S. 221-48.
- Johnston, R.J./Rosenberger, R.S. (2010): Methods, Trends and Controversies in Contemporary Benefit Transfer, in: Journal of Economic Surveys, Bd. 24 (2010), 3, S.479-510.
- Katalyse. Institut für angewandte Umweltforschung e.V. (2010): Stichwort „Brauchwasser“ (<http://www.umweltlexikon-online.de/RUBwasser/Brauchwasser.php>, 04.08.2010).
- King, D.M./Mazzotta, M. (2001a): Contingent Valuation Method, in: King, D.M./Mazzotta, M. (2001): Ecosystem Valuation (http://www.ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm, 13.07.2010).
- King, D.M./Mazzotta, M. (2001b): The Contingent Choice Method, in: King, D.M./Mazzotta, M. (2001): Ecosystem Valuation (http://www.ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm, 13.07.2010).
- King, D.M./Mazzotta, M. (2001c): Travel Cost Method, in: King, D.M./Mazzotta, M. (2001): Ecosystem Valuation (http://www.ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm, 13.07.2010).
- King, D.M./Mazzotta, M. (2001d): Hedonic Pricing Method, in: King, D.M./Mazzotta, M. (2001): Ecosystem Valuation (http://www.ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm, 13.07.2010).
- King, D.M./Mazzotta, M. (2001): Ecosystem Valuation (http://www.ecosystemvaluation.org/dollar_based.htm, 13.07.2010).
- Klaus, J. u.a. (1983): Ökonomische Bewertung der Gewässergüte in Fließgewässern. Methodische und empirisch-quantitative Ergebnisse für das Flußgebiet der Leine, Nürnberg.
- Kölfen, H.-P. (2000): Monetäre Bewertung ökologischer Effekte im Bergbau durch die Zahlungsbereitschaftsmethode, Baden-Baden, zugl. Aachen, Techn. Hochschule, Diss.
- Kooten, C.G.v./Bulte, E.H. (2000): The Economics of Nature. Measuring Biological Assets, Malden, Mass., Oxford.
- Kristófferson, D. /Navrud, S. (2005): Validity Tests of Benefit Transfer – Are We Performing the Wrong Tests? In: Environmental and Resource Economics 30, S. 279–286.
- Lesser, J.A./Dodds, D.E./Zerbe jr., R.O. (1997): Environmental Economics and Policy, Reading, Mass. u.a.O.
- Liebe, U. (2007): Zahlungsbereitschaft für kollektive Umweltgüter: Soziologische und ökonomische Analysen, Wiesbaden.

- Lippeverband (Hrsg.) (2008): Flussgebietsplan Lippeverband 2008, Essen.
- Ludwig, F./Moench, M. (2009): The Impacts of Climate Change on Water, in: Climate Change Adaptation in the Water Sector (Hrsg. Ludwig, F. u.a.), Earthscan, London, S. 35-50.
- Mankiw, N.G./Taylor, M.P. (2008): Grundzüge der Volkswirtschaftslehre, 4., überarb. und erw. Aufl., Stuttgart.
- Menegaki, A. N./Hanley, N./Tsagarakis, K. P. (2007): The social acceptability and valuation of recycled water in Crete: A study of consumers' and farmers' attitudes, in: Ecological Economics, Bd. 62 (1), S. 7-18.
- Meyerhoff, J. (1999): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen – Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung für das BMBF-Programm „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“, 2., korrigierte Aufl., Berlin.
- Meyerhoff, J./Dehnhardt, A. (2007): The European Water Framework Directive and Economic Valuation of Wetlands: the Restoration of Floodplains along the River Elbe European Environment Vol. 17 (2007), S. 18–36.
- Mitchell, R.C./Carson, R.T. (2000): Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington D.C.
- Morrison, M. u.a. (2002): Choice Modeling and Tests of Benefit Transfer, in: American Journal of Agricultural Economics, Vol. 84 (1), S. 161-170.
- MUNLV (Ministerium Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (2010): Handbuch Stadtklima – Maßnahmen und Handlungskonzepte für Städte und Ballungsräume zur Anpassung an den Klimawandel (http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/handbuch_stadtklima.pdf, 10.08.2010).
- MUNLV (Ministerium Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (o.J.): Kapitel 4.4: Wasserwirtschaft, (http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/4_4_Wasserwirtschaft_S84-99.pdf, 10.08.2010).
- Muthke, T. (2001), Benefit Transfer: Eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern?, in: Elsasser, Peter/Meyerhoff, Jürgen (Hrsg.): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. Methoden fragen zur Kontingenten Bewertung und praktische Erfahrungen im deutschsprachigen Raum, Marburg: Metropolis, S. 269-290.
- Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analyse, München, Wien.
- Navrud, S. (2000): Strengths, weakness and policy utility of valuation techniques and benefit transfer methods, Invited paper for the OECD-USDA workshop The Value of Rural Amenities: Dealing with the Public Non-market Goods and Externalities, Washington D.C.
- Navrud, S./Ready, R. (2007a): Review of Methods for Value Transfer, in: Navrud, S./ Ready, R. (Hrsg.): Environmental Value Transfer: Issues and Methods, S. 1–10, Dordrecht.
- Navrud,S./Ready, R. (eds.) (2007b): Environmental Value Transfer: Issues and Methods, Dordrecht.
- Nelson, J.P./Kennedy, P.E. (2009): The Use (and Abuse) of Meta-analysis in Environmental and Natural Resource Economics: An Assessment, in: Environmental & Resource Economics, Bd. 42 (2009), 3, S.345-377.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (1996): Natural Resource Damage Assessment, Final Rule, 15 CFR Part 990.
- O.V. (2010): Ikea nutzt Abwasserwärme in neuer Filiale in Berlin-Lichtenberg, in: EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst Wasser und Abwasser, Nr. 21 vom 26.05.2010, Grensbach.

- Office of the Deputy Prime Minister (o.J.): Valuing the external benefits of undeveloped land (<http://www.communities.gov.uk/documents/planningandbuilding/pdf/158136.pdf>, 13.07.2010).
- Pearce, D./Atkinson, G./Mourato, S. (2006): Cost–Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Piper, S./Martin, W. E. (2001): Evaluation the accuracy of the benefit transfer method: A rural water supply application in the USA, in: *Journal of Environmental Management*, Bd. 63 (3), S. 223-235.
- Pflügner, W. (1991): Pilotstudie zur Anwendung nutzwertanalytischer Verfahren (= DVWK Mitteilungen 22), Bonn.
- Pflügner, W. (1989): Nutzwertanalytische Ansätze zur Planungsunterstützung und Projektbewertung (= DVWK Mitteilungen 19), Bonn.
- Pommerehne, W.W./Römer, A.U. (1992), Ansätze zur Erfassung von Präferenzen für öffentliche Güter. Ein Überblick, in: *Jahrbuch für Sozialwissenschaft*, Jg. 43, S. 171-210.
- Poor, P. J./Pessagno, K. L./Paul R.W. (2007): Exploring the hedonic value of ambient water quality: a local watershed-based study, in: *Ecological Economics* Bd. 60, S. 797–806.
- Pruckner, G.J. (1995): Der kontingente Bewertungsansatz zur Messung von Umweltgütern. Stand der Debatte und umweltpolitische Einsatzmöglichkeiten, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, Jg. 18, S. 503-536.
- Quirnbach, M.; Einfalt, T.; Langstädtler, G.; Mehlig, B. (2010): „Trenduntersuchungen in Niederschlagsmessdaten (1950-2008) in NRW für verschiedene Dauerstufen“; 11. Kölner Kanal und Kläranlagen Kolloquium, 29./30. September 2010 in Köln; *Aachener Schriften zur Stadtentwässerung des ISA der RWTH Aachen*, Band 14, S. 17/1-17/13.
- Quirnbach, M.; Papadakis, I., Einfalt, T.; Langstädtler, G.; Mehlig, B. (2009): „Analysis of precipitation data from climate model calculations for North-Rhine Westfalia“, *Proceedings of the „8th International Workshop on Precipitation in Urban Areas“*, 10.-13. December 2009, St. Moritz, Switzerland.
- Ready, R. (2009): Advances in Environmental Value Transfer: Discussion, in: *American Journal of Agricultural Economics*, Bd. 91 (2009), 5, S.1351-1352.
- Ready, R./Navrud, S. (2005):. Benefit Transfer - The Quick, the Dirty and Ugly? *Choices* 20 (3), S. 195-199.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates v. 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. L 327 v. 22.12.2000, S. 1.
- Rickert, K./Ruiz-Rodriguez, E./Ruwenstroth, G. (1993): Fallbeispiel zur Nutzwertanalyse – Wasserwirtschaftliche Planung im Emstal (= DVWK Mitteilungen 23), Bonn.
- Rolfe, J.C./Windle, J. (2008): Testing for Differences in Benefit Transfer Values Between State and Regional Frameworks, in: *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, Bd. 52 (2008), 2, S.149-168.
- Regionalverband Ruhr (Hrsg.) (2009): *Hintergrund Demographischer Wandel*, Essen.
- Ryan, A./Spash, C.L. (2008): Measuring „Awareness of Environmental Consequences“: Two Scales and Two Interpretations, in: *Socio-Economics and the Environment in Discussion (SEED)*, Working Paper No. 2008-10.

- Schäfer, H.-B./Ott, C. (2005): Lehrbuch der ökonomischen Analyse des Zivilrechts, 4., überarb. Aufl., Berlin, Heidelberg, New York.
- Schneider, J. (2001): Die ökonomische Bewertung von Umweltprojekten. Zur Kritik einer umfassenden Umweltbewertung mit Hilfe der Kontingenten Evaluierungsmethode, Heidelberg.
- Schönböck, W./Kosz, M./Madreiter, T. (1997) unter Mitarbeit v. D., Gfall u. B. Brezina: Nationalpark Donauauen: Kosten-Nutzen-Analyse, Wien.
- Shrestha, R./Rosenberger, R./Loomis, J. (2007): Benefit Transfer Using Meta-Analysis in Recreation Economic Valuation, in: Navrud, S./ Reedy, R. (Hrsg.): Environmental Value Transfer: Issues and Methods, S. 161–177, Dordrecht.
- Sirmans, G.S./Macpherson, D.A./Zietz, E.N. (2005): The Composition of Hedonic Pricing Models, in: Journal of Real Estate Literature, Bd. 13 (2005), 1, S.3-46.
- Smith, V.K. u.a. (2000): Improving the Practice of Benefit Transfer: A Preference Calibration Approach, Interim Final Report prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Policy, Economics, and Innovation (<http://www.epa.gov/waterscience/economics/benefits.pdf>, 09.08.2010).
- Soutukova, Å. (2001): The Value of Improved Water Quality- A Random Utility Model of Recreation in the Stockholm Archipelago, Stockholm, (<http://www-sekon.slu.se/~bkr/ulv01soutokorva.pdf>, 13.07.2010).
- Spash, C.L. u.a. (2009): Motives Behind Willingness to Pay for Improving Biodiversity in a Water Ecosystem: Economics, Ethics and Social Psychology, in: Ecological Economics, Vol. 68, S. 955-964.
- Spash, C.L. (2008): The Contingent Valuation Method: Retrospect and Prospect, in: Socio-Economics and the Environment in Discussion (SEED), Working Paper No. 2008-04.
- Thiele, H.D./Wronka, T.C. (2002): Umweltgüter und ihre Bewertung: Möglichkeiten und Grenzen des Benefit Transfers, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, Jg. 25, H. 3, S. 383-404
- Tietenberg, T./ Lewis, L. (2009): Environmental & Natural Resource Economics, 8th ed., Boston u.a.O.
- Torgler, B./Garcia-Valiñas, M.A. (2007): The Determinants of Individuals' Attitudes Towards Preventing Environmental Damage, in: Ecological Economics, Vol. 63 (2007), Issues 2-3, S. 536-552, Ecological Economics of Coastal Disasters - Coastal Disasters Special Section.
- Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), zuletzt geändert durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407).
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2008): Deutschland im Klimawandel - Anpassung ist notwendig, 4. Auflage (http://www.ufz.de/data/Deutschland_im%20Klimawandel8973.pdf, 25.10.2010).
- Viscusi, W. K./Huber, J./Bell, J. (2008): The Economic Value Of Water Quality, in: Environmental Resource Economics 41, no. 2, S. 169-187.
- Wenk, N. (1994): Naturalrestitution und Kompensation bei Umweltschäden unter besonderer Berücksichtigung der Monetarisierung ökologischer Schäden (= Schriftenreihe Recht und Ökonomie, hrsg. v. P. Salje, Bd. 4), Göttingen.
- Zebisch, M. u.a.(2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Abschlussbericht für das Umweltbundesamt. Forschungsbericht 201 41 253; UBA-FB 000844.

Ansprechpartner

Jens Hasse
hasse@fiw.rwth-aachen.de

Birgit Wienert
wienert@fiw.rwth-aachen.de

Projektbüro *dynaklim*

Kronprinzenstraße 9
45128 Essen

Tel.: +49 (0)201 104-33 39

www.dynaklim.de