



METHODEN DER ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG

Anhang A der „Methodenkonvention 2.0
zur Schätzung von Umweltkosten“

Impressum

Herausgeber: Umweltbundesamt
Pressestelle
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

E-Mail: pressestelle@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Stand: August 2012

Redaktion: Fachgebiet I 1.4 -
Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen,
nachhaltiger Konsum

Autorin: Dr. Sylvia Schwermer

Gestaltung: UBA

Titelfoto: © Wrangler / Fotolia.de

Inhalt

A 0 Einleitung	4
A 1 Bewertung bei Verfügbarkeit von Marktpreisen	4
A 1.1 Marktpreise als Knappheitsindikatoren.....	4
A 1.2 Wertschöpfungsmethode.....	7
A 1.3 Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung oder -beseitigung	9
A 1.4 Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten	11
A 2 Indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter	12
A 2.1 Hedonische Bewertungsmethode.....	12
A 2.2 Aufwands- und Reisekostenmethoden	13
A 2.3 Schätzung der Zielerreichungskosten / Vermeidungskosten.....	15
A 3 Direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter	16
A 3.1 Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation)	17
A 3.2 Attributbasierte Bewertungsansätze (Conjoint Analysis).....	19
A 3.3 Partizipative Bewertungsmethoden (Participatory Valuation Methods)	20
A 3.4 Befragung öffentlicher Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen	21
A 4 Benefit Transfer: Zur Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung....	22
A 4.1 Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers.....	22
A 4.2 Datenbanken und Informationsquellen.....	23
A 4.3 Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern.....	25
Literaturverzeichnis	27

A 0 Einleitung

Wesentlich für die Wahl der Bewertungsmethode von Umweltschadenskosten ist, ob es sich um *tangible* oder *intangible* Kosten handelt. Tangible Umweltschäden - beispielsweise Produktionsverluste – lassen sich mit Marktpreisen bewerten. Hierzu zählen auch „reparierbare“ Schäden wie Materialschäden an Fassaden. Ein geeigneter Indikator zur Erfassung dieser Schäden sind die Kosten der entsprechenden Instandsetzungsmaßnahmen. Kapitel A 1.1 erläutert unter welchen Bedingungen die Bewertung zu Marktpreisen eine valide Schätzung des Umweltschadens darstellt.

Viele Wirkungen auf Mensch und Umwelt sind jedoch intangibler Natur. Hierzu zählen Effekte, die die Umweltqualität beeinträchtigen (und beispielsweise eine Verringerung des Erholungswert von Wäldern induzieren), Beeinträchtigungen des physischen und psychischen Wohlbefindens sowie Einflüsse auf Änderungen des Unfall- und Sterberisikos, soweit sie über die messbaren Krankenhaus-, Arznei- und Erwerbsausfallkosten hinausgehen. Zur Bewertung dieser Nutzenverluste reicht ein einfacher Rückgriff auf Marktpreise oder Kosten der Wiederherstellungs- und Sanierungsmaßnahmen nicht aus. Man muss auf andere Weise versuchen, aus dem Marktverhalten (indirekte Bewertungsmethoden) oder durch Befragung der Betroffenen (direkte Bewertungsmethoden) auf die Wertschätzung der Individuen zu schließen. Auf welche Bewertungsmethoden man hierbei zurückgreifen kann, erläutern die Kapitel A 2 und A 3. Abschließend widmet sich Kapitel A 4 der Darstellung des so genannten „Benefit Transfers“, d.h. der Frage, wie sich vorhandene Schätzungen auf ein neues Bewertungsproblem übertragen lassen.

A 1 Bewertung bei Verfügbarkeit von Marktpreisen

A 1.1 Marktpreise als Knappheitsindikatoren

Die Kosten einer Maßnahme sind nach der ökonomischen Theorie grundsätzlich als Opportunitätskosten zu erfassen. Sie geben den Verzicht auf eine anderweitige Verwendung der Produktionsfaktoren wieder, stellen also Knappheitsindikatoren dar.

Marktpreise stellen Knappheitsindikatoren dar, falls

- es sich um einen Konkurrenzmarkt handelt

Weicht der Markt, etwa durch eine monopolistische Struktur, davon ab, so müsste man die Marktpreise bei der Bewertung (nach unten) korrigieren. Praktische Lösungen dieses generellen Problems finden sich jedoch kaum. Meist wird es wegen des hohen Aufwands der Informationsbeschaffung abgelehnt, für jeden Markt das Ausmaß der Marktunvollkommenheit mit Hilfe geeigneter Maßzahlen (z. B. des Lerner'schen Monopolgrads) festzustellen.

- die Preise sich durch die zu bewertende Maßnahmen nicht ändern (ceteris-paribus Bedingung)

Preisänderungen sind bei „nicht-marginalen“ Änderungen zu erwarten, z. B. wenn man die Umweltauswirkungen aller Wirtschaftsaktivitäten eines Landes in einem Jahr erfassen und bewerten möchte. Da bei einer solchen Betrachtung nicht die Schätzung der (Grenz-)Schadenskosten, sondern eher die Schätzung eines Ökosozialproduktes oder der Schadenskosten eines ganzen Sektors im Mittelpunkt stehen, betrachten wir diese bei der Methodendiskussion nicht weiter.¹

Für eine Reihe zu bewertender Wirkungen - hierzu zählen lokal begrenzte Effekte und solche, die ein im Vergleich zur Gesamtwirtschaft geringes Ausmaß annehmen - ist jedoch die Annahme gerechtfertigt, dass die Marktpreise konstant bleiben.²

- die Preise nicht durch Steuern, Subventionen oder staatliche Preissetzungen (z. B. subventionierte Preise bei Agrargütern) verzerrt sind

In diesen Fällen ist zu klären, ob man statt der Marktpreise Faktorkosten oder Weltmarktpreise für die Bewertung heranziehen soll. Bei Studien, die externe Kosten oder Umweltschadenskosten für mehrere Länder schätzen, plädieren wir dafür, die Marktpreise um indirekte Steuern und Subventionen zu bereinigen.³

Sofern sich die Marktpreise als Knappheitsindikatoren interpretieren lassen, kann man das Konzept der Zahlungsbereitschaft sehr einfach anwenden, da die beobachtbaren Marktpreise den marginalen Zahlungsbereitschaften entsprechen: Die Wohlfahrtsänderung ist dann als die Summe der mit den Marktpreisen gewichteten Mengenänderungen (etwa zusätzliche Reparaturaufwendungen durch Materialschäden) zu bestimmen.

Zusammenfassend kommen wir bezüglich der Verwendung von Marktpreisen zu folgenden Schlussfolgerungen:

¹ Um nicht-marginale Umweltauswirkungen zu beurteilen, muss man auf gesamtwirtschaftliche Modelle zurückgreifen. Beispiele für diese Anwendung findet man in dem EU-Projekt GARP.

² Preisänderungen können sich aber auch dann ergeben, wenn die Qualität des Gutes durch die Umwelteinwirkung beeinträchtigt wird. In diesem Fall kann die Preisänderung als Indikator für die Qualitätsänderung interpretiert werden.

³ So wurden z. B. im Rahmen des EU-Forschungsprojekts UNITE (2003) die Schäden zu Werten der eingesetzten Produktionsfaktoren (d. h. zu Faktorkosten) angesetzt, und somit um staatliche Transfers bereinigt. Dies entspricht auch dem gängigen Standard nach der wohlfahrtsökonomischen Theorie. Die Bewertung des Verlustes von Gütern ist somit zu interpretieren als Bewertung des in diese Güter eingeflossenen Produktionsfaktoren, die einer anderen Verwendung entzogen worden sind. Praktisches Problem ist allerdings, dass aufgrund der Unterschiedlichkeit des Systems indirekter Steuern die jeweilige Höhe der Faktorkosten im internationalen Vergleich schwierig zu ermitteln ist.

Die Bewertung zu Marktpreisen stellt in folgenden Fällen eine **valide Schätzung** des Umweltschadens dar:

- Die Wertschöpfung ändert sich: Der ökonomische Nutzenverlust, der mit einer Beeinträchtigung der Umweltqualität einhergeht, entspricht dem Rückgang der Wertschöpfung. Beispielsweise kann sich eine verschlechterte Gewässerqualität in erhöhten Wasseraufbereitungskosten für die betriebliche Nutzung niederschlagen, oder eine verschlechterte Bodenqualität kann zu Produktionsausfällen in der Landwirtschaft führen. Es können auch erhöhte Kosten durch notwendige Substitutionsmaßnahmen, etwa durch die Notwendigkeit des Fremdbezugs von Wasser, auftreten. Beispielhaft wird dies anhand von Ertragsverlusten in der Landwirtschaft in Kapitel A 1.2 erläutert.
- Schäden lassen sich durch geeignete Maßnahmen verringern oder beheben: Falls man durch Reparatur oder Sanierung die Qualität des geschädigten Gutes wieder herstellen kann, nimmt man die Kosten der Wiederherstellungsmaßnahmen als Maßstab für den Umweltschaden. Sofern sich die Schäden nicht vollständig beheben lassen, stellen diese Schätzungen eine Untergrenze des Nutzenverlustes dar. Ein Beispiel (Materialschäden) erläutern wir in Kapitel A 1.3.
- Funktionsverluste lassen sich durch geeignete Maßnahmen beheben: Der Bewertungsansatz basiert auf der Schätzung der Kosten der Ersatz- oder Ausgleichsmaßnahmen, die auf die Wiederherstellung der Funktionen des Naturhaushaltes zielen. Anwendbar ist dieser Bewertungsansatz, falls sich die Schäden zwar nicht beheben lassen, es aber möglich ist, einen Ausgleich an anderer Stelle der Volkswirtschaft (Beispiel: Naturschutzrechtliches Ausgleichsgebot) oder durch produzierte Güter (Beispiel: Technische statt natürliche Hochwasserschutzmaßnahmen) zu schaffen.

A 1.2 Wertschöpfungsmethode

Wertschöpfungsmethode	
Bewertungsgegenstand	Die erhöhten Produktionskosten oder verringerten Erträge (oder eine Kombination beider Effekte), die unmittelbar aus einer Beeinträchtigung der Umweltqualität resultieren.
Grundgedanke	Der ökonomische Nutzenverlust, der mit einer Beeinträchtigung der Umweltqualität einhergeht, wird durch den damit verbundenen Verlust der Wertschöpfung gemessen. Beispielsweise kann sich eine verschlechterte Gewässerqualität in erhöhten Wasseraufbereitungskosten für die betriebliche Nutzung niederschlagen, oder eine verschlechterte Bodenqualität kann zu Produktionsausfällen in der Landwirtschaft führen. Es können auch erhöhte Kosten durch notwendige Substitutionsmaßnahmen, etwa durch die Notwendigkeit des Fremdbezugs von Wasser, auftreten.
Validität	Die Wertschöpfungsmethoden sind valide Methoden, falls es sich um relativ gut eingrenzbare Beeinträchtigungen der Umweltqualität handelt.
Bemerkungen	Die Wertschöpfungsmethoden stellen einen akzeptablen Kompromiss zwischen Einfachheit und Validität der Ergebnisse dar. Bei der Bewertung besteht teilweise die Gefahr von Doppelzählungen, beispielsweise falls man sowohl Ertragsausfälle als auch Kosten für mögliche Substitutionsmaßnahmen einbezieht.
Anwendungsgebiete	Wertschöpfungsmethoden kann man in nahezu allen Bereichen der Projektbewertung anwenden.

Anwendungsbeispiel: Ertragsverluste im Agrarsektor

Bei der Bewertung von Ertragsverlusten im Agrarsektor⁴ können folgende Kostenkategorien für die Bewertung relevant sein: Erstens Ausweich- und Anpassungskosten, die aus Verhaltensänderungen der Produzenten resultieren, und zweitens die Kosten der nicht vermiedenen Schäden (bewertete Ertragsverluste)⁵.

Ausweich- und Anpassungskosten

Eine mögliche Anpassungsreaktion der Produzenten ist der verstärkte Einsatz bestimmter Inputfaktoren wie z. B. Dünger⁶ oder Calciumcarbonat (Kalk), um schadstoffbedingte Produktionsverluste zu verringern. Zur Ermittlung der Kosten schätzt man bspw. die erhöhte Kalkaufbringung auf Feldern, die zur Neutralisierung der sauren Einträge dient. Auf diese Weise lassen sich die so entstehenden zusätzlichen Produktionskosten über den Marktpreis für Kalk auch monetarisieren.

⁴ Die folgenden Überlegungen lassen sich auch auf Produktionsverluste in anderen Sektoren übertragen.

⁵ Zur Frage, welche Ertragsverluste durch die Emission von Luftschadstoffen entstehen können, vgl. ausführlich die Auswertung vorhandener Studien in ExternE, volume 7 (1998): Methodology update, download unter www.externe.info/publications

⁶ In Abhängigkeit von der zu untersuchenden Fragestellung kann es auch notwendig sein, die negativen Effekte der erhöhten Düngemittelnutzung in die Bewertung einzubeziehen.

Mittel- bis langfristig können Produzenten auch auf Pflanzenarten ausweichen, die eine bessere Schadstoffresistenz aufweisen. Diese Anpassung wird – zumindest für einen bestimmten Zeitraum – mit erhöhten Kosten verbunden sein, die in die Bewertung einzubeziehen sind.

Möglich ist auch der Fall, dass die Produktionsverluste zu einer Einstellung der Produktion führen – falls bereits die Rentabilitätsschwelle erreicht ist. In diesem Fall würde der bewertete Produktionsrückgang die Kosten überschätzen. Als Indikator für den Verlust ist dann der verringerte Bodenwert heranzuziehen oder der entgangene Gewinn.⁷

Kosten nicht vermiedener Schäden: Ertragsverluste

Als Leitlinien für die Bewertung der Produktionsverluste empfiehlt das Umweltbundesamt:

- ➔ Grundsätzlich sollte eine Bewertung zu Weltmarktpreisen erfolgen, sofern der Weltmarkt für das Gut eine relevante Bedeutung besitzt.⁸
- ➔ Für Güter, die eher europaweite, nationale oder regionale Bedeutung besitzen, empfehlen wir, europäische Preise zu verwenden.⁹
- ➔ Sind Güter auf eng beschränkten lokalen Handel begrenzt, sind die lokalen Preise ein geeigneter Indikator.
- ➔ Studien, die externe Kosten oder Umweltschadenskosten für mehrere Länder schätzen, sollten die Marktpreise um indirekte Steuern und Subventionen bereinigen (Bewertung zu Faktorkosten).

Die verwendeten Datenquellen sind anzugeben und die jeweils gewählte Vorgehensweise sowie eventuelle Preiskorrekturen nachvollziehbar zu begründen.

⁷ Sofern nur ein Teil der Produktion verringert wird, wird angenommen, dass der bewertete Produktionsrückgang dem entgangenen Gewinn entspricht. Hier ist implizit die Annahme enthalten, dass sich die Produktionskosten nicht ändern.

⁸ Weltmarktpreise für Weizen, Gerste, Kartoffeln und Hafer können aus FAO-Statistiken entnommen werden.

⁹ Europäische Preise bspw. für Zuckerrüben und Roggen können aus der New Cronos Database von EUROSTAT entnommen werden.

A 1.3 Schätzung der Kosten zur Schadensverringering oder -beseitigung

Kosten von Maßnahmen, die eine Minderung des Schadens bedingen (diesen aber nicht vollständig beheben) lassen sich als Maßstab für die Untergrenze des Nutzenverlustes heranziehen. Hierbei sind sowohl die Kosten zur materiellen Schadensverringering als auch die Kosten, die aus Anpassungs- und Ausweichreaktionen resultieren, einzubeziehen.

Schätzung der Kosten zur Schadensverringering	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße einer Beeinträchtigung der Umweltqualität misst man anhand der (potenziellen) Aufwendungen, die man zur Vermeidung des Schadens tätigen müsste.
Grundgedanke	Aufwendungen zur Vermeidung negativer Umweltwirkungen werden getätigt, sofern der damit verbundene Nutzen höher ist als die getätigten Ausgaben.
Validität	Die Validität der Methode ist davon abhängig, ob durch die bewertete Maßnahme (z. B. Beseitigung luftverschmutzungsbedingter Schäden an Häusern) der Schaden vollständig behoben werden kann oder ein Restschaden verbleibt. Meist stellt die Schätzung eine Untergrenze der Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität dar.
Bemerkungen	Die Ausgaben zur Behebung der Schäden oder Schädwirkungen müssen zurechenbar sein. Dient die betrachtete Maßnahme noch anderen Zielen oder wird sie im Zuge von ohnehin fälligen Modernisierungsmaßnahmen durchgeführt, müssen Abschläge vorgenommen werden.
Anwendungsgebiete	Die Verfahren sind anwendbar bei Umweltbeeinträchtigungen, deren negative Wirkungen sich durch geeignete Maßnahmen eindämmen lassen, z. B. Einbau von Lärmschutzfenstern, Verwendung unempfindlicher Fassadenanstriche, Wasseraufbereitungskosten. Die Methode ist sowohl anwendbar für die Schätzung privater Nutzeneinbußen als auch zur Bewertung volkswirtschaftlicher Nutzeneinbußen, die man nicht individuell zu rechnen kann (z. B. Schäden an öffentlichen Gebäuden und Denkmälern, Kosten der Sanierung von Industriebrachen).

Nicht nur das Verhalten individuell Geschädigter, sondern auch das Verhalten politischer Entscheidungsträgern kann man als Indikator zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung heranziehen. Entscheidungsträger können z. B. Vertreter kommunaler Behörden sein (Bürgermeister, Fachexperten), die über Investitionen im Umwelt- und Gesundheitsbereich entscheiden (Bau einer Lärmschutzmauer, einer Ampelanlage an einer gefährlichen Kreuzung, einer Klinik, etc.). Die Kosten solcher Entscheidungen können geschätzt und lassen sich als Maßstab für den damit verbundenen Nutzen der Bevölkerung interpretieren.¹⁰

¹⁰ Zur Rechtfertigung dieser Vorgehensweise kann argumentiert werden, dass diese Entscheidungsträger durch demokratische Wahlen legitimiert wurden (oder als Experten ihrerseits von demokratisch gewählten Entscheidungsträgern eingesetzt wurden). Dabei wird angenommen, dass diese Entscheidungsträger auch die Präferenzen der Bevölkerung nach bestem Wissen und Gewissen vertreten.

Anwendungsbeispiel: Materialschäden an Fassaden

Luftverunreinigungen führen zu Verschmutzung und Beschädigung von Fassaden. Die Instandsetzungszeiten verkürzen sich, damit steigen die durchschnittlichen Instandsetzungskosten (*Wiederherstellungskosten*). Diese durchschnittlichen Instandsetzungskosten verwendet man als Indikator für die Schäden an Materialien.¹¹

Bei der Bewertung nimmt man an, dass für jedes Material ein *Instandsetzungskriterium* existiert, also eine *feste Grenze*, bei deren Überschreitung eine Instandsetzung durchzuführen ist. Im Fall des Materialabtrags durch Korrosion ist das Instandsetzungskriterium der von Experten bestimmte „kritische Materialabtrag“ in Mikrometern, bei dem man die Materialoberfläche erneuern muss. Erfasst man auch die reine Verschmutzung der Fassaden (ohne gleichzeitigen Materialabtrag), etwa durch Ruß, beschreibt das Instandsetzungskriterium den Grad an Verschmutzung, bei dem eine Reinigung erfolgen soll.

Bei Annahme eines festen Instandsetzungskriteriums tritt außer den Instandsetzungskosten kein zusätzlicher ästhetischer Wertverlust auf, da zwar der Materialabtrag schneller eintritt, aber auch in gleichem Maße öfter instand gesetzt wird. Somit ändert sich der durchschnittliche Zustand der Fassade nicht. Unter der Voraussetzung, dass man durch die Instandsetzung die entstandenen luftschadstoffbedingten Schäden an den Materialien wieder vollständig beheben kann, also keine irreparablen Wert- und Substanzverluste auftreten, erfassen die zusätzlichen Instandsetzungskosten den insgesamt durch Luftverschmutzung auftretenden Schaden.

Um die Schadenskosten zu schätzen, ist es notwendig, ein Instandsetzungskriterium zu definieren, und anhand dieses Kriteriums die Verkürzung der Instandsetzungszeiten zu ermitteln. Hieraus können dann die durchschnittlichen Instandsetzungskosten für die Lebensdauer des Gebäudes ermittelt werden. Die Differenz zu den Instandsetzungskosten ohne die zu bewertende Umwelteinwirkung stellt die Höhe der Materialschadenskosten dar.

¹¹ Darüber hinausgehende Kosten des ästhetischen Erhalts werden vernachlässigt, so dass es sich bei der Bewertung eher um eine Untergrenze des Schadens handelt.

A 1.4 Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten

Verfahren zur Ermittlung der Substitutions- und Kompensationskosten (auch naturale Kompensation) spielen für naturschutzrechtliche Ausgleichmaßnahmen und für die Umwelthaftung eine wichtige Rolle.¹² Bei der naturalen Kompensation geht es darum, die Funktionen der geschädigten natürlichen Ressource durch entsprechende Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen wieder zur Verfügung zu stellen. Die Kosten dieser Maßnahmen sind ein Indikator für den entstandenen Schaden.

Kompensations- und Substitutionskosten	
Bewertungsgegenstand	Werden Werte und Funktionen des Naturhaushaltes durch einen Eingriff im Rahmen baulicher Maßnahmen beeinträchtigt, dann lässt sich der dadurch entstandene Schaden mit den Kosten von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen schätzen.
Grundgedanke	Die Bewertungsmethode basiert auf der Schätzung der Kosten, die zur Wiederherstellung der Funktionen des Naturhaushaltes anfallen.
Validität	Ausgangspunkt für die Ableitung monetärer Werte sind naturschutzfachliche Anforderungen an die Dimensionierung von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen (naturschutzrechtliches Ausgleichsgebot, § 8 BNatSchG). Das Ausgleichsgebot interpretiert man als gesellschaftlichen Konsens zur Erhaltung der Funktionen des Naturhaushaltes. Die Kosten der Ausgleichsmaßnahmen entsprechen daher der gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaft.
Bemerkungen	Ausschlaggebend für die Anwendbarkeit dieser Methode ist die Frage, ob es einen gesellschaftlichen Konsens über die Notwendigkeit des Funktionsausgleichs gibt. I. d. R. wird lediglich eine Untergrenze des Schadens geschätzt, falls nicht alle Funktionen des Naturhaushaltes ersetzt oder substituiert werden können.
Anwendungsgebiete	Z. B. Bewertung naturräumlicher Funktionen, die durch den Betrieb von Verkehrswegen verloren gehen Schätzung von Kosten für Marktgüter als funktioneller Ersatz von Umweltgütern, z. B. Kosten der technischen Abwasserbehandlung für den Wert der Reinigungsleistung eines Schilfgürtels Kompensation von Schäden an ökologischen Gütern im Rahmen der Umwelthaftung

¹² Vgl. ausführlich Kokott u. a. (2003).

A 2 Indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter

Indirekte Bewertungsmethoden ermitteln den Wert eines öffentlichen Gutes (Umweltgutes) und die Nachfragefunktion nach diesem Gut aus beobachtbarem (vergangenem) Marktverhalten der Konsumenten (revealed preference-Methoden). Die Bezeichnung „indirekt“ signalisiert in diesem Zusammenhang, dass aus dem Nachfrageverhalten für am Markt gehandelte Güter Schätzungen für den Wert nicht gehandelter Umweltgüter abgeleitet werden.

A 2.1 Hedonische Bewertungsmethode

Grundgedanke der hedonischen Bewertungsmethode (hedonic price approach¹³) ist, dass die Umweltqualität indirekt den Preis bestimmter Güter beeinflusst. Dies gilt zum Beispiel für Immobilien und Wohnungen. Deren Nähe zu Naherholungsangeboten kann einen positiven Einfluss auf den Preis haben. Umgekehrt wirken sich andere Lagemerkmale wie Lärm, Luftverschmutzung oder Geruchsbelastung negativ auf den Preis aus. Leitende Fragestellung dieser Methode ist folglich, signifikante Preisänderungen bezüglich der Eigenschaften der Wohnumgebung zu erfassen, um damit Informationen über die Wertschätzung für die lokale Umweltqualität zu erhalten. Die Umweltqualität kann sich auch auf den Arbeitsmarkt auswirken, indem etwa in Gebieten mit hoher Umweltqualität tendenziell ein höheres Arbeitsangebot herrscht. Dies ist der Grundgedanke so genannter Arbeitsmarktmodelle, die den Einfluss der lokalen Umweltqualität auf die Arbeitsplatzentscheidungen messen und damit auch Rückschlüsse auf die individuelle Bewertung der lokalen Umweltqualität erlauben.

Um zu verlässlichen Ergebnissen zu kommen, muss es gelingen, den Einfluss der Umweltqualität auf den Preis der anderen Einflussgrößen zu isolieren (Regressionsansätze). Die Berücksichtigung einer Vielzahl von Erklärungsvariablen kann aber – falls diese untereinander selbst korreliert sind (z. B. gute Verkehrsanbindung und Verkehrslärm) - zu instabilen Ergebnissen führen. Die Methode unterstellt auch eine schnelle Preisreaktion auf Veränderungen der Determinanten. Die Anwendung der Methode ist problematisch, falls – bspw. wegen eines regulierten Wohnungsmarktes - Mietpreise nur bedingt Rückschlüsse über Zahlungsbereitschaften für eine verbesserte Umweltqualität erlauben.

¹³ Die Bezeichnung hedonic price approach geht darauf zurück, dass angenommen wird, dass ein Gut - beispielsweise Immobilien - das Glück (hedone: altgriechisch für Freude/Vergnügen) der Käufer fördert (vgl. Court, 1939, S. 107 fn 8). Für die Ansatz rechnet man die Bedeutung einer der Charakteristika (hier: Umweltqualität im Wohnumfeld) für die Glückssteigerung heraus und leitet darüber (indem man diese Wirkung mit den Auswirkungen der Kaufpreise in Beziehung setzt) einen impliziten Preis für die Umweltqualität ab.

Analyse von Wohnungsmarktdaten / hedonische Methoden	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer verschlechterten Umweltqualität in Wohngebieten (z. B. durch Verkehrslärm) bewertet man durch die Differenz der Immobilienpreise in Abhängigkeit von der Umweltqualität (z. B. ruhige Lage vs. laute Wohngegend).
Grundgedanke	Die Umweltqualität ist eine Determinante der Nachfrage nach Immobilien. Bei ansonsten gleicher Ausstattung sind Individuen bereit, für Immobilien in Gegenden mit hoher Umweltqualität einen höheren Preis zu zahlen. Hieraus sind Rückschlüsse auf die Wertschätzung der Umweltqualität möglich.
Validität	Die Anwendung des Verfahrens setzt voraus, dass man den Einfluss der Umweltqualität auf die Immobilienpreise isolieren kann und dass die Immobilienpreise kurzfristig reagieren. Nutzeneinbußen werden ggf. nur für einen Teil der Betroffenen erfasst, so dass es zu einer Unterschätzung des Schadens kommen kann.
Bemerkungen	Relativ aufwändiges Verfahren, das eine Schätzung von Nachfragefunktionen nach Immobilien verlangt.
Anwendungsgebiete	Empirische Anwendungsbereiche für die Schätzung der Wertschätzung von Umweltqualität finden sich in folgenden Bereichen: Nutzen von Luftreinhaltemaßnahmen an stationären oder mobilen Quellen, von Gewässerschutzmaßnahmen sowie von Lärmschutzmaßnahmen. In der internationalen Forschung wurde dieser Ansatz in einer Reihe von Bewertungsstudien eingesetzt, z. B. zur Bestimmung des Wertes natürlicher Ressourcen in Naherholungsgebieten (vgl. z. B. Pendleton/Mendelsohn, 2000).

A 2.2 Aufwands- und Reisekostenmethoden

Mit Hilfe dieser an Reiseentscheidungen ansetzenden Methoden lassen sich nutzungsabhängige Wertkomponenten einer Ressource erfassen. Ziel ist es, aus dem getätigten Aufwand zum Besuch oder zur Nutzung von Einrichtungen, Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaft für die hierbei genutzten Umweltgüter zu ziehen. Damit basieren die Methoden auf beobachtbarem Verhalten und Daten (Besucherzahlen, Anreiseweg, Eintrittspreise, Transportkosten etc.). Bei den Methoden unterscheidet man nach Bruttoausgabenmethode, Eintrittspreismethode und Gesamtaufwandsmethode.

Bruttoausgabenmethode	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer Beeinträchtigung des Erholungswertes von Naturlandschaften bewertet man durch die Gesamtausgaben pro Tag, die explizit für die Erholung getätigt werden, multipliziert mit den durch die Beeinträchtigung verringerten Nutzertagen.
Grundgedanke	Der Erholungsnutzen wird mindestens so hoch eingeschätzt wie die damit verbundenen Ausgaben (z. B. Fahrtkosten).
Validität	Das Verfahren misst die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Naturlandschaften.
Bemerkungen	Schwierigkeiten bestehen hinsichtlich der Zurechnung der Ausgaben, die für den Erholungsvorgang getätigt werden, insbesondere falls Fahrten mehreren Zwecken dienen.
Anwendungsgebiete	Die Bruttoausgabenmethode ist ein Verfahren, das auch im deutschsprachigen Raum bei der Ermittlung von Erholungsnutzen vielfach Anwendung findet. Der Ansatz lässt sich vor allem für ausgabenintensive Nutzungen (z. B. Wasserskifahren) als kostengünstiges Schätzverfahren nutzen. Für ausgabenarme Nutzungen (z. B. Spazieren gehen) ist er aufgrund der Unterschätzung des Nutzens eher nicht geeignet.

Eintrittspreismethode	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer Beeinträchtigung des Erholungswertes von Naturlandschaften bewertet man durch die Schätzung eines plausiblen Eintrittspreises (ermittelt anhand einer vergleichbaren privaten Einrichtung oder der durchschnittlichen Reisekosten) multipliziert mit der durch die Beeinträchtigung verringerten Besucherzahl.
Grundgedanke	Der Erholungsnutzen ist mindestens so hoch wie der zu zahlende Eintrittspreis.
Validität	Das Verfahren misst die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Naturlandschaft unter der Voraussetzung, dass sich sowohl der Preis einer vergleichbaren Einrichtung ermitteln lässt als auch die Verminderung der Besucherzahl.
Bemerkungen	Es handelt sich hierbei nur um ein vermeintlich einfaches Verfahren. Die Schätzung eines plausiblen Eintrittspreises ist für das Ergebnis entscheidend und daher sorgfältig zu begründen. Im Allgemeinen ist es sehr schwierig, vergleichbare private Einrichtungen zu identifizieren. Die in Kauf genommenen Reisekosten lassen sich zwar als Grobindikator heranziehen. Sie sind jedoch nicht geeignet, falls eine Fahrt mehreren Zwecken dient.
Anwendungsgebiete	Die Eintrittspreismethode hat man vor allem in den USA zur Beurteilung des Erholungsnutzens wasserwirtschaftlicher Projekten verwendet.

Gesamtaufwandsmethode	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer Beeinträchtigung des Erholungswertes von Naturlandschaften bewertet man durch die Gesamtaufwendungen pro Tag, die direkt der Aktivität zugerechnet werden können, multipliziert mit den durch die Beeinträchtigung verringerten Nutzertagen. Im Unterschied zur Bruttoausgabenmethode lassen sich auch fiktive Kosten (Zeitkosten) und Kosten der Reisevorbereitung berücksichtigen und monetarisieren.
Grundgedanke	Der Erholungsnutzen ist mindestens so hoch wie die gesamten Aufwendungen (z. B. Fahrtkosten, Zeitaufwand).
Validität	Das Verfahren misst die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft. Durch die Berücksichtigung von Aufwendungen, die sich nicht unmittelbar in getätigten Ausgaben wiederfinden, gelingt eine validere Annäherung an die tatsächliche Zahlungsbereitschaft als bei den beiden oben dargestellten Methoden.
Bemerkungen	Wie bei der Bruttoausgabenmethode bestehen Schwierigkeiten hinsichtlich der Zurechnung der Ausgaben.
Anwendungsgebiete	Wie die Bruttoausgabenmethode lässt sich der Ansatz vor allem für ausgabenintensive Nutzungen als kostengünstiges Schätzverfahren nutzen. Für ausgabenarme Nutzungen ist er wegen der Unterschätzung des Nutzens eher nicht geeignet.

Eine Sonderform der indirekten Bewertungsmethoden stellt die Methode des **kontingenten Verhaltens** (contingent behavior method) dar. Während die Aufwands- und Reisekostenmethoden das tatsächlich realisierte Verhalten der Individuen untersuchen, wird in Umfragen dieser Form nach deren künftigem Entscheidungsverhalten in Abhängigkeit von der Umweltqualität gefragt. Zunächst wird den Befragten z. B. die beabsichtigte Verbesserung der Umweltqualität beschrieben, anschließend danach gefragt, wie diese Verbesserung ihr Nutzungsverhalten beeinflussen würde. Die daraus berechnete Änderung der Nutzungskosten lässt sich als Zahlungsbereitschaft für die Qualitätsverbesserung in-

interpretieren. Ein solches Verfahren dient vor allem dazu, die Ergebnisse aus beobachtetem Verhalten, z. B. aus der Reisekostenmethode, abzusichern.

A 2.3 Schätzung der Zielerreichungskosten / Vermeidungskosten

Es gibt einige Schadenskategorien, bei denen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen und/oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht ausreichen, um externe Kosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen. In diesen Fällen kann als „zweitbeste Lösung“ der so genannte Standard-Preis-Ansatz verwendet werden, um Umweltbeeinträchtigungen in Kosten umzurechnen. Auch die Tatsache, dass die Wirkungsmechanismen zwar bekannt, aber sehr komplex sind (z. B. falls Wechselwirkungen und lokale Gegebenheiten eine große Rolle spielen) spricht dafür, diesen Ansatz zu wählen. Ziel des Standard-Preis-Ansatzes ist die Schätzung von Zielerreichungskosten oder Vermeidungskosten. Voraussetzung ist, dass ein Umweltschutzziel vorhanden ist, das gesellschaftlich akzeptiert und erwünscht ist. Als Ziele lassen sich nationale Umwelthandlungsziele (z. B. beim Klimaschutz) oder auch Umweltqualitätsziele heranziehen (z. B. critical loads). Diese Kostenschätzungen sind jedoch nicht geeignet, um die gesetzten Ziele zu begründen (Zirkelschluss).¹⁴

Zur Schätzung der Zielerreichungskosten ist es notwendig, Maßnahmen zur Erreichung der Ziele zu spezifizieren. In einfachen Fällen sind die kostengünstigsten Maßnahmen bekannt. Häufig ist jedoch ein ganzes Bündel von Maßnahmen notwendig, um ein Umweltziel zu erreichen. In diesem Fall lassen sich Zielerreichungskosten durch Anwendung von Modellrechnungen schätzen. Hierbei wird i. d. R. ein Referenzszenario einem Maßnahmenzenario gegenübergestellt, wobei in das Maßnahmenzenario die kostengünstigsten Maßnahmen zur Erreichung des Umweltziels eingestellt sind. Aus dem Vergleich dieser beiden Szenarien ermitteln die Modelle die entsprechenden Kosten. Setzt man die Gesamtkosten der Zielerreichung ins Verhältnis zu den verringerten Emissionen, erhält man die durchschnittlichen Zielerreichungskosten. Die Kosten zur Verringerung der letzten Einheit Emissionen bezeichnet man als Grenzkosten der Zielerreichung. Synonym wird auch der Begriff Vermeidungskosten (durchschnittliche Vermeidungskosten, Grenzvermeidungskosten) verwendet. Die Grenzkosten sind i. d. R. höher als die Durchschnittskosten.

¹⁴ Zur Berücksichtigung geeigneter Ziele vgl. die Ausführungen in Methodenkonvention 2.0, Kapitel 2.3.

A 3 Direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter

Direkte Bewertungsmethoden ermitteln die Zahlungsbereitschaft durch Befragung der Individuen mit speziellen Interviewtechniken. Da Befragungen i. d. R. mit hohem Zeit- und Kostenaufwand verbunden sind, setzt man diese Methoden nur dann ein, falls es nicht möglich ist, aus beobachtbarem Marktverhalten Rückschlüsse auf ökonomische Wertschätzungen zu ziehen.

Im Unterschied zu den indirekten Bewertungsmethoden können direkte Befragungen Aufschluss geben über Existenzwerte (z. B. das Wissen um die Existenz von Naturlandschaften oder Arten, ohne dass die Befragten einen unmittelbaren Nutzen davon haben) und Optionswerte (d.h. den Erhalt der potenziellen Möglichkeit des Erlebens von Naturlandschaften, obwohl die Befragten diese Möglichkeit gegenwärtig nicht realisieren). Mit direkten Bewertungsverfahren kann man daher sowohl nutzungsabhängige als auch nicht-nutzungsabhängige Wertschätzungen ermitteln. Anwendungsbereiche sind u. a. die Schätzung der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt von Naturlandschaften, zum Schutz biologischer Vielfalt und zur Bewertung umweltbedingter Gesundheitsrisiken.

Bei der Ermittlung von Zahlungsbereitschaften durch direkte Befragung von Betroffenen sind die Gefahren verzerrender Wertangaben zu berücksichtigen. Nach Endres¹⁵ kann man hierbei drei Hauptprobleme unterscheiden:

Abstraktionsproblem: Dieses Problem entsteht, falls es den Befragten schwer fällt, Umweltqualitätsniveaus mit Geldbeträgen in Zusammenhang zu bringen. Dies kann dann der Fall sein, falls die Befragten den Verlust nicht substituierbarer Umweltgüter oder -funktionen bewerten sollen. Die direkte Bewertungsmethode stößt in diesem Fall an ihre Grenzen.

Belohnungsproblem: Bei Befragungen gibt es für den Einzelnen wesentlich weniger Anreize, über seine Präferenzen und Zahlungsbereitschaften nachzudenken als bei Entscheidungen über marktgängige Güter. Willkürliche Nennung von Zahlungsbereitschaften bleiben i. d. R. ohne Konsequenz, wogegen sich Fehleinschätzungen beim Kauf oder Verkauf von Gütern durch monetäre Verluste bemerkbar machen.

Trittbrettfahrerproblem: Befragte haben unter Umständen einen Anreiz, aus strategischen Gründen nicht ihre wahre Zahlungsbereitschaft preiszugeben. Falls sie erwarten, dass ihre offenbarte Zahlungsbereitschaft als Grundlage herangezogen wird, um tatsächlich Zahlungen zu leisten, besteht ein Anreiz zur Untertreibung. Dagegen besteht ein Anreiz zur Übertreibung, falls nicht erwartet wird, dass sie tatsächlich Zahlungen leisten müssen.

¹⁵ Vgl. Endres/Holm-Müller (1998).

Bei der praktischen Anwendung und Weiterentwicklung der Befragungsmethoden wurden sowohl Befragungstechniken entwickelt, die den Anreiz zu strategischem Verhalten begrenzen, als auch statistische Testverfahren erprobt, die Aufschluss über mögliche Verzerrungen und Fehlereingrenzungen geben, auf die wir hier nicht im Einzelnen eingehen können. Mittels des so genannten Scope-Tests wird bspw. untersucht, ob Zahlungsbereitschaftsangaben auf eine Veränderung des Programmumfangs in der erwarteten Art reagieren. In den USA ist die erfolgreiche Durchführung dieses Tests Voraussetzung dafür, dass man die Ergebnisse von Zahlungsbereitschaftsbefragungen im Rahmen von Schadensersatzansprüchen vor Gericht verwerten darf.¹⁶ Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Gefahr strategischen Verhaltens bei der empirischen Abfrage von Werten für Umweltqualitätsaspekte eine geringere Bedeutung hat, als dies vielfach in der öffentlichen Diskussion vermittelt wird. Allerdings sind Befragungen i. d. R. mit einem erheblichen Zeit- und Kostenaufwand verbunden und verlangen daher vor ihrer Anwendung eine genaue Überprüfung der Kosten-Leistungsrelation für die zugrunde liegende Fragestellung.¹⁷

A 3.1 Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation)

Die Kontingente Bewertungsmethode (KBM) ist ein umfragebasiertes Verfahren, das die individuelle Zahlungsbereitschaft für eine bestimmte Umweltqualität abgefragt. Mit Hilfe ökonometrischer Methoden lässt sich eine durchschnittliche Zahlungsbereitschaft kalkulieren und die Schadenssumme durch die Multiplikation dieses Durchschnittswertes mit der Zahl der betroffenen Individuen berechnen. Ferner lassen sich Varianzen in der individuellen Zahlungsbereitschaft in Abhängigkeit der Charakteristika der jeweiligen natürlichen Ressource und des sozioökonomischen Profils der Befragten erklären (Einkommen, Alter, Gesundheitszustand, Informationsstand). Dies erlaubt Aussagen darüber, ob und wie die Ergebnisse auch auf andere Länder oder Bevölkerungsschichten übertragbar sind.

Als methodisch richtungsweisende KBM-Studien im deutschsprachigen Raum sind die Zahlungsbereitschaftsbefragung für bessere Luft in Westberlin von Schulz und für Lärmreduktion in Basel von Pommerehne zu erwähnen. Die letztgenannte Studie erbrachte auch den Nachweis, dass Kontingente Bewertung und Marktpreismethode, angewandt auf dieselbe Erhebungsgesamtheit (Einwohner der Stadt Basel respektive deren Wohnungsmietpreise), zu sehr ähnlichen und daher konsistenten Ergebnissen führen.

KBM-Studien weisen eine hohe Zuverlässigkeit auf, falls sie Naturgüter bewerten, die den Befragten vertraut sind. Probleme bestehen jedoch, falls multidimensionale Veränderungen der Umweltqualität zu bewerten sind, die hohe Anforderungen an die Dauer der Interviews und die Stichprobengröße stellen.¹⁸

¹⁶ Vgl. hierzu z. B. Degenhard u. a. (1997).

¹⁷ Für eine Darstellung der Methoden vgl. z. B. Ewers/Schulz (1982). Für einen Überblick zu neueren Zahlungsbereitschaftsanalysen für Naturschutzaufgaben und zum Erhalt der Biodiversität vgl. z. B. Degenhardt u. a. (1997) und Geisendorf u. a. (1998).

¹⁸ Vgl. MacAlister u.a. (2001).

Die KBM ist Gegenstand intensiver und kontroverser Diskussionen in der Ökonomie. Diese betreffen vor allem die Frage, ob die Methode geeignet sei, nutzungsunabhängige Werte valide und hinreichend präzise zu ermitteln.¹⁹ Einige traditionell der KBM vorgeworfenen methodischen Unzulänglichkeiten (z. B. Einfluss von Informationen, Wahl des Zahlungsinstruments, strategisches Verhalten der Befragten, mangelnde Berücksichtigung von Budgetbeschränkungen) wurden in der Forschung intensiv untersucht. Hieraus entwickelten sich Vorschläge für das Fragebogendesign zur Vermeidung potenzieller Fehlerquellen, so dass Fachleute diese Probleme zunehmend als kontrollierbar einschätzen.²⁰ Dies gilt auch für den sogenannten Embedding-Effekt. Dieser Begriff umschreibt die Beobachtung, dass Befragte in Kontingenten Bewertungsstudien häufig für den Erhalt einer speziellen Art ähnlich hohe Zahlungsbereitschaften angeben wie für den Erhalt sämtlicher bedrohter Arten zusammen.²¹ Allgemein gesprochen ist bei Vorliegen dieses Effektes die Zahlungsbereitschaft für ein einzelnes Gut ähnlich hoch wie für ein Güterbündel, in dem dieses Gut enthalten ist.²² Der Stand der Forschung zeigt jedoch, dass der Embedding-Effekt nicht regelmäßig in den Untersuchungen auftritt und sich durch entsprechende Fragetechniken aufdecken und vermeiden lässt.²³

Direkte Befragungen stellen die einzige Möglichkeit dar, auch nicht-nutzungsabhängige Werte einzubeziehen. Bei der Ermittlung von Nichtnutzungswerten muss man den relevanten Markt für das betreffende Naturgut nachvollziehbar abgrenzen.²⁴ Die theoretische Grenze des Untersuchungsgebiets liegt dort, wo der Umweltschaden keinen Einfluss mehr auf die Wohlfahrt der Individuen hat.²⁵ Diese Grenze eindeutig zu identifizieren ist häufig kaum möglich, da bei bedeutsamen Naturgütern Nichtnutzungswerte in weiter Entfernung vom Standort relevant sein können. Bei der Wahl des Untersuchungsgebietes ist auch zu berücksichtigen, dass für die Bevölkerung in weiterer Entfernung vom betrachteten Standort möglicherweise Substitute vorliegen. Je größer man das geographische Untersuchungsgebiet wählt, desto eher wird selbst bei individuell geringen Zahlungsbereitschaften die gesamte ökonomische Wertschätzung eine beachtliche Größenordnung erreichen und damit die Schadenssumme hoch ausfallen. Damit reagieren die Ergebnisse Kontingenter Bewertungen äußerst sensitiv auf die gewählte Marktabgrenzung.²⁶ Vor diesem Hintergrund sollte in den Bewertungsergebnissen stets vermerkt sein, wie sensitiv die gesamte ökonomische Wertschätzung auf die Marktabgrenzung reagiert.

¹⁹ Für einen Überblick vgl. Carson u.a. (2001).

²⁰ Vgl. Loomis (1999) und Bjornstad/Kahn (1996).

²¹ Vgl. Kahneman/Knetsch (1999).

²² In der Praxis der Schadensbewertung spielte der Embedding-Effekt z. B. beim Nestucca Oil Spill (1988) vor der Küste des US-Bundesstaates Washington eine Rolle. Die dort angefertigte KBM-Studie ergab, dass die Zahlungsbereitschaft für die Verhinderung eines einzelnen, moderaten Ölunfalls sogar höher liegt als die zur Verhinderung sämtlicher Ölunfälle. Vgl. Rowe u. a. (1992).

²³ Vgl. Hoehn/Loomis (1999).

²⁴ Für eine Übersicht zu diesem Problem in der deutschen Literatur: Rommel (2001).

²⁵ DesVosges u. a. (1998).

²⁶ So wurden z. B. in einem US-Schadensfall – hier die Wasserverschmutzung durch Bergwerksabfälle der Eagle Mine (Colorado) – in den dem Gericht vorgelegten ökonomischen Gutachten extrem unterschiedliche Schadenswerte ermittelt (US-\$ 140.000, US-\$ 15 Millionen). Diese Abweichung zwischen den Gutachten des Klägers und des Beklagten entstanden ausschließlich aufgrund der Unterschiede in der jeweils für relevant gehaltenen geographischen Ausdehnung des Untersuchungsgebietes. Vgl. Kopp/Smith (1989).

Um die Validität der Ergebnisse Kontingenter Bewertungen zu sichern, sind die gängigen Qualitätskriterien zu beachten.²⁷

A 3.2 Attributbasierte Bewertungsansätze (Conjoint Analysis)

Auch in Reaktion auf die methodischen Kontroversen um die Kontingenten Bewertungsmethoden hat in letzter Zeit eine Gruppe von Bewertungsmethoden verstärkt Aufmerksamkeit erfahren, die in der Literatur unter dem Begriff der attributbasierten Bewertungsmethoden oder Conjoint-Analysis (CJA) bekannt sind. Auch hier handelt es sich um umfragebasierte Verfahren, wobei die Bewertung der Umweltgüter durch Vergleiche dargelegter Alternativen erfolgt, die von den befragten Personen entsprechend ihrer Präferenzen in eine Reihenfolge zu bringen sind. Grundidee ist, den Befragten verschiedene Alternativen zu präsentieren, die sich in Bezug auf bestimmte Attribute unterscheiden. Die CJA wird vor allem als alternative Bewertungsmethode bei komplexen und mehrdimensionalen öffentlichen Gütern wie Landschaften geschätzt und eingesetzt.²⁸ Auch in der Umwelthaftung sehen einige Autoren einen Anwendungsbereich.²⁹ So könnten durch den Einsatz der CJA direkt naturale Äquivalente für geschädigte Naturgüter gefunden werden, ohne dass auf den Umweg der Verrechnung der jeweiligen Wertigkeit anhand der Metrik „Geld“ zurückgegriffen werden müsste. Demnach wäre die CJA als Informationsinstrument geeignet, schwierige Abwägungsentscheidungen bei der Auswahl unterschiedlicher Wiederherstellungsoptionen zu erleichtern.³⁰

Allerdings weist der Ansatz der CJA einige Defizite aus Sicht der ökonomischen Theorie und der hier verwandten Wohlfahrtsmaße auf und nicht alle Autoren bescheinigen seine Praktikabilität.³¹ Vor dem Hintergrund dieser Kritik haben Forscher die Ansätze des Choice-Modelling und der Choice-Experimente aus der CJA entwickelt.³² Im Unterschied zur CJA wird hier nicht mittels Paarvergleichen bewertet. Stattdessen wählen die Befragten diejenige Variante aus, der sie den Vorzug vor allen anderen geben.

Wegen der Komplexität solcher Fragestellungen findet die Befragung in der Regel als persönliches Interview statt, und auch hier ist die Auswahl einer repräsentativen Stichprobe entscheidend für die Belastbarkeit des Ergebnisses.

²⁷ Zur Konstruktion und der Analyse von Contingent-Valuation-Studien haben die Ökonomen Arrow und Solow Empfehlungen entwickelt, die auf Veranlassung des Damage Assessment and Restoration Program (DARP) der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) im Rahmen des US Department of Commerce entworfen wurden. Diese Organisation bemühte sich nach dem Unfall des Öltankers „Exxon Valdez“ um die Aufstellung von Qualitätskriterien, um Schadensbewertungen vor dem Hintergrund der Methodik zu überprüfen. Die Befolgung dieser Regeln wurde vorgeschlagen, um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu erhöhen und die erläuterten typischen Fehlerquellen zu vermeiden.

²⁸ Vorliegende Studien sind z. B. Goossen/Langers (2000) und Jung (1996).

²⁹ Vgl. Mathews u. a. (1995).

³⁰ Farber/Griner (2000).

³¹ Vgl. Kopp (1999).

³² Vgl. Rose (1999).

Die drei Hauptschritte dieser Verfahren sind:

1. Identifikation der charakteristischen Eigenschaften (Attribute) eines Gutes oder Projekts
2. Erzeugung von „Choice Cards“ mit unterschiedlichen Kombinationen von Ausprägungen der Attribute
3. Wiederholte Auswahl der bevorzugten Alternative aus einer Reihe von 2 bis 5 unterschiedlichen Choice Cards bei dem Befragten

Um die individuelle Wertschätzung für eine Ressource zu schätzen, wird die Zahlungsbereitschaft über die Kosten als ein Attribut der verschiedenen Varianten ermittelt. Diese Methode setzen einige Autoren auch ein, um nutzungsunabhängige Werte von Umweltressourcen zu schätzen.³³

Mit dieser Methodengruppe steht damit ein zur Kontingenten Bewertungs-Methode alternativer Bewertungsansatz zur Verfügung, der allerdings vor ähnlichen Problemen im Hinblick auf seine Praktikabilität, z. B. bezogen auf den Kosten- und Zeitaufwand, steht und damit nur eine Relevanz bei größeren Umweltschäden haben dürfte. Die US-Regelungen zur Schadensbewertung ermöglichen zwar die Anwendung dieser Methodengruppe, bislang ist die gerichtliche Akzeptanz jedoch nicht geklärt, vor allem in Bezug auf die Bewertung von Nichtnutzungswerten. Im Vergleich zur KBM wird ein wesentlicher, wenngleich in der ökonomischen Literatur nicht unumstrittener Vorteil darin gesehen³⁴, dass eine explizite Bewertung natürlicher Ressourcen in Geldeinheiten, die nach Auffassung einiger Kritiker mit grundlegenden Schwierigkeiten konfrontiert ist, unterbleiben kann, ohne dass man auf ein präferenzbasiertes Bewertungsverfahren verzichten muss.

A 3.3 Partizipative Bewertungsmethoden (Participatory Valuation Methods)

Bei komplexen Umweltproblemen besteht die Gefahr, dass die Befragten nicht über genügend Hintergrundinformation verfügen, um die Frage nach der monetären Wertschätzung verlässlich zu beantworten. Um dieses Informationsproblem zu beheben, kann man partizipative Verfahren einsetzen. Die bedeutendsten Untergruppen dieser Verfahren stellen die Citizen Juries und die Market Stalls dar. Deutsche Begriffsbezeichnungen für diese neuartigen Methoden haben sich bisher nicht durchgesetzt. Die Verfahren sind am ehesten mit organisierten Diskursen zu vergleichen.

In beiden Verfahren zieht man eine zufällige Stichprobe der Bevölkerung (üblicherweise sind dies 10 - 12 Personen bei Citizen Juries sowie 8 – 10 Personen bei Market Stalls), die über zwei bis drei Tage mehrere Sitzungen mit Gruppendiskussionen und Experten-Hearings durchlaufen.

³³ Louviere u.a. (2000).

³⁴ Vgl. Flores/Thacher (2000).

Bei den Citizen Juries erfolgen die Diskussionen sowohl innerhalb der Bevölkerungsstichprobe als auch mit – für die zu beurteilende Situation ausgewiesenen - Experten. Am Ende des letzten Treffens erfolgt eine gemeinsame Bewertung - etwa des Umweltgutes. Die Bewertung muss nicht zwingend in monetären Einheiten erfolgen.

Im Gegensatz zu diesen Verfahren erfolgt innerhalb der Market Stalls stets eine direkte Frage nach dem monetären Wert des zu betrachtenden Gutes in vertraulicher Form am Ende jeder Sitzung. In der Zeit zwischen den Gruppensitzungen müssen die Teilnehmer Gedanken und Fragen in einem persönlichen Tagebuch dokumentieren; diese diskutieren sie in der nächsten Sitzung in der Gruppe, was zu einer Aktualisierung der tags zuvor geäußerten Zahlungsbereitschaft führen kann.

Beide Verfahren haben den Vorteil, dass sie das Informationsproblem beseitigen und die Teilnehmer sich darüber hinaus mit ethischen und gesellschaftlichen Aspekten des zu betrachtenden Problems auseinandersetzen. Vieles spricht dafür, dass Entscheidungen durch Diskussion und Konsensfindung in einer Gruppe gegenüber den isolierten Einzelentscheidungen tendenziell zu einem besseren Ergebnis führen.

A 3.4 Befragung öffentlicher Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen

Aus einer Motivation, ähnlich der, die den eben beschriebenen partizipativen Bewertungsansätzen zu Grunde liegt, ist die Methode der Befragung öffentlicher Entscheidungsträgern nach ihrer Bewertung von Nicht-Marktgütern entstanden. Diesem Ansatz liegt die Einschätzung zugrunde, dass es sich bei diesen Akteuren um legitimierte Repräsentanten der Individuen handelt.

Auch hier lassen sich je nach Untersuchungsgegenstand sehr unterschiedliche Ausprägungen des Befragungsdesigns konstruieren: Von einer Contingent-Valuation-Befragung über ein komplexeres Experiment bis hin zu einer Multi-Kriterien-Analyse, bei der sich die Befragten zunächst explizit die relative Gewichtung der zu bewertenden Kriterien bewusst machen und diese offenbaren müssen. Hier sind ebenfalls – vergleichbar zu den partizipativen Bewertungsansätzen - Verfahren mit gemeinsamer Diskussions- und Konsensfindung zwischen unterschiedlichen Entscheidungsträgern und Experten möglich.

A 4 Benefit Transfer: Zur Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung

Benefit Transfer bedeutet, dass der Bewertende vorliegende Schätzungen verwendet und auf die zu untersuchende Fragestellung überträgt. Hierfür liegen unterschiedliche Konzepte vor (z. B. Übertragung eines Durchschnittspreises, Ableitung von Zahlungsbereitschaftsfunktionen oder Metafunktionen, Präferenzkalibrierung), die sich im Einzelnen in der theoretischen Plausibilität der Ergebnisse und dem bei der Datenübertragung notwendigen Aufwand unterscheiden.

Voraussetzung, um ein Benefit Transfer durchzuführen ist, dass Primärstudien vorliegen, die ein vergleichbares Umweltgut bewerten. Der erheblich reduzierte Aufwand eines Benefit Transfers im Vergleich zu einer Primärstudie – bei Vorliegen adäquater Primärstudien kann die Berechnung innerhalb einiger Wochen erfolgen – stellt den entscheidenden Vorzug der Methode dar.

Dem stehen jedoch erhebliche Nachteile in Bezug auf die Validität und Reliabilität der Ergebnisse gegenüber. So äußerten Ökonomen grundsätzliche nutzentheoretische Vorbehalte, nach denen die Anwendung des Verfahrens nach strengen ökonomischen Kriterien nicht zulässig sei.³⁵ Hinzu kommt eine Reihe von praktischen Problemen, die bereits bei der Erhebung der Primärdaten auftreten können und eine Übertragbarkeit der Daten teilweise ausschließen.³⁶ Einigkeit besteht, dass bei einem Benefit Transfer eine Reihe von Qualitätskriterien einzuhalten sind.³⁷

A 4.1 Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers

Bei einem Benefit Transfer sind die einschlägigen Qualitätskriterien zu beachten³⁸, die wir im Folgenden zusammenfassen:

1. Die Charakteristika des zu bewertenden Schadens müssen mit denen der Primärstudie weitgehend übereinstimmen.
2. Die sozioökonomischen Bedingungen müssen weitgehend ähnlich sein. Die Zuverlässigkeit einer internationalen Datenübertragung ist deutlich schlechter als die einer regionalen Übertragung innerhalb eines Landes.³⁹
3. Die Primärstudie muss hinreichend genau dokumentiert sein, so dass man bestimmte Parameter bei der Übertragung variieren kann.

³⁵ Vgl. Ahlheim/Lehr (2002).

³⁶ Vgl. Brookshire/Neill (1992).

³⁷ Vgl. Unsworth/Petersen (1994).

³⁸ In der Literatur wurden eine Reihe von Qualitätskriterien für die Durchführung eines Benefit Transfer entwickelt, unter anderem Unsworth und Petersen (1994), MacAlister et al. (2001), Ahlheim und Lehr (2002).

³⁹ Vgl. Muthke (2001).

4. Die Marktabgrenzung muss plausibel und nachvollziehbar sein. Es muss möglich sein Rückschlüsse auf die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft zu ziehen. Um den aggregierten Nutzen auf der Basis eines Benefit Transfers zu kalkulieren, multipliziert man in der Regel die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft aus der Primärstudie mit der Anzahl der Haushalte, die von dem zu bewertenden Umweltschaden betroffen sind.⁴⁰
5. Die Ergebnisse sollten möglichst aktuell sein. Es wird empfohlen, die Ergebnisse älterer Studien um Änderungen des Einkommens (unter Berücksichtigung der Einkommenselastizität) zu korrigieren.

Die Übertragung der Ergebnisse vorhandener Studien ist zu empfehlen, falls Werte für klar definierte Endpunkte (z. B. die Zahlungsbereitschaft einer Person zur Vermeidung eines Hustentages statt der Zahlungsbereitschaft zur Verminderung der Luftverschmutzung generell) vorliegen. Um solche monetären Werte zu übertragen, müssen – im Rahmen der Wirkungsanalyse – die durch die betrachtete Umwelteinwirkung verursachten Schäden angegeben sein. Auch falls die Übertragung der Werte mit Unsicherheiten behaftet ist, so gewährleistet diese Vorgehensweise zumindest ein großes Maß an Transparenz und Flexibilität (Einzelwerte sind leicht überprüfbar und ggf. ersetzbar).

Aus den von der EU-Kommission geförderten ExternE-Projekten können etliche Werte für einen Benefit transfer genutzt werden. Es liegen Kostensätze für definierte Endpunkte (z. B. Erkrankungen) vor, die man verwenden kann, wenn man Informationen über die aus den Umweltschäden resultierenden Gesundheitsrisiken hat.⁴¹ Es gibt Werte für die durchschnittlichen Schäden (Gesundheit, Material, Ernteaufälle) der Luftbelastung durch SO₂, NO_x, NMVOC, PM₁₀ und PM_{2,5}. Diese Werte sind auch nach Standortkriterien (z. B. ländlich, städtisch) und nach dem Ort der Emissionen (z. B. hoher Schornstein, bodennah) differenziert.

A 4.2 Datenbanken und Informationsquellen

Mittlerweile sind im Internet verschiedene Datenbanken und Tools zum Thema Umweltkosten verfügbar, die als Quelle für einen Benefit Transfer in Betracht kommen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen Datenbanken, welche Ergebnisse von Bewertungsstudien enthalten und Empfehlungen zur überschlägigen Berechnung der Kosten. Die derzeit in den Studien der ExternE Projektserie verwendeten Kostensätze und die zugrundeliegenden Dosis-Wirkungsbeziehungen sind ausführlich dokumentiert in European Commission (2005).⁴²

⁴⁰ Vgl. OECD (2002).

⁴¹ Vgl. European Commission (2005), S. 85.

⁴² ExternE - Methodology 2005 Update (<http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf>).

Datenbanken mit Ergebnissen von Bewertungsstudien:

- RED – Review of Externalities Data (www.red-externalities.net), enthält vor allem quantitative europäische Studien zu externen Umweltkosten in den Bereichen Stromerzeugung, Verkehr und Müllentsorgung.
- ENVALUE – Environmental Valuation Database (www.epa.nsw.gov.au/envalue/), enthält mehr als 400 Studien, davon 15 Prozent europäische Studien.
- EVRI - The Environmental Valuation Reference Inventory (<http://www.evri.ec.gc.ca/>) ist eine Datenbank mit Informationen zu knapp 1000 internationalen Bewertungsstudien (davon 165 europäische Studien). Die Informationen sind kostenlos ausschließlich für Personen aus den USA, Kanada, dem United Kingdom, Australien, Neuseeland und Frankreich zugänglich.
- Valuation Source List for the United Kingdom des Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) (<http://www.defra.gov.uk/environment/economics/evslist/>) ist eine Zusammenstellung mit etwa 550 Studien, vor allem aus Großbritannien.

Benefit Tables:

Daneben gibt es die *Benefits Table* zur Bewertung marginaler Kosten durch Luftschadstoffemissionen, herausgegeben von der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission

(<http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/air/betaec02aforprinting.pdf>). Einen ähnlichen Ansatz, allerdings in Form eines internetbasierten Tools, basierend auf verbesserter Methodik und neueren Daten stellt *EcoSenseLE*

(www.externe.info/ecosle.html) dar. Diese beiden Ansätze erlauben allerdings nur eine überschlägige Berechnung möglicher Schäden durch Luftschadstoffemissionen, da man wichtige Aspekte wie die Ortsabhängigkeit lokaler Schäden sowie Nichtlinearitäten luftschadstoffbedingter Schäden nicht angemessen berücksichtigen kann.

Informationen über Ergebnisse der im Auftrag der EU-Kommission durchgeführten Studien der ExternE Projektserie

Informationen über die ExternE-Projektserie und die dabei verwendeten Datenquellen und Annahmen sind unter folgenden Links verfügbar:

www.externe.info: Überblick über die von der Europäischen Kommission geförderte Projektserie „Externalities of Energy“ – Methode des Wirkungspfadansatzes, Studien, Ergebnisse und weiterführende Verweise

<http://www.externe.info/applications.html>

Überblick über bisherige Anwendungen der ExternE-Methode

<http://www.externe.info/projects.html>

Auflistung bisher durchgeführter Studien mit Verweisen auf Berichte und weitere Informationen

Methodenbeschreibungen und Expositions-Wirkungsbeziehungen

Beschreibung der in der ExternE-Projektserie der Europäischen Kommission entwickelten Methode zur Ermittlung externer Umweltkosten - Stand 2005, 1998 und 1995.

[ExternE - Methodology 2005 Update \(http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf\)](http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf)

[ExternE - Methodology 1998 Update \(http://www.externe.info/reportex/vol7.pdf \)](http://www.externe.info/reportex/vol7.pdf)

[ExternE - Methodology Report \(1995\) \(http://www.externe.info/reportex/vol2.pdf\)](http://www.externe.info/reportex/vol2.pdf)

<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/cba.htm>: Cost-Benefit Analysis of the CAFE Programme - Methode der Kosten-Nutzenanalysen im Programm CAFE (Clean Air for Europe)

Umwelt und Gesundheit

[WHO - Air quality and health \(http://www.euro.who.int/air/activities/20050512_1 \)](http://www.euro.who.int/air/activities/20050512_1) enthält Auswertungen von Studien zum Themenkomplex Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffemissionen in Europa

<http://www.euro.who.int/air>

Hier findet man Informationen der Weltgesundheitsorganisation (WHO) zum Themenkomplex Luftqualität und Gesundheit

Materialschäden

<http://www.corr-institute.se/ICP-Materials/>

UNECE ICP Materials – Beschreibung und Ergebnisse des UNECE-Messprogramms zur Schädigung von Materialoberflächen durch Luftschadstoffe. Unter anderem findet sich eine Aufstellung der abgeleiteten Expositions-Wirkungsbeziehungen.

Umwelt und Verkehr

http://www.uic.org/IMG/pdf/external_costs_of_transport_in_europe-update_study_for_2008-2.pdf

Externe Kosten des Verkehrs – Aktualisierungsstudie 2008. Studie im Auftrag des internationalen Eisenbahnverbandes

A 4.3 Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern

Die Zahl der in verschiedenen Ländern durchgeführten - für Benefit Transfer geeigneten - Studien unterscheidet sich stark. Für die angelsächsischen Länder - vor allem die USA - liegen weitaus mehr Studien vor als für Deutschland. Dies liegt vor allem an der in diesen Ländern stärker verankerten Tradition, Kosten-Nutzen-Analysen durchzuführen und diese für die Politik- und Projektbewertung zu verwenden. Bei Durchführung von Benefit Transfer führt diese Situation zu einer stärkeren Gewichtung der in angelsächsischen Ländern vorherrschenden Präferenzstrukturen, die nur durch die Durchführung von mehr Primärstudien in Deutschland abgeschwächt werden kann.

In Europa liegen mittlerweile für die Bewertung von Gesundheitsschäden Primärstudien vor (vgl. z. B. CSERGE 1998). Aktuell werden im Rahmen des EU-Projekts HEATCO (vgl. <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/>) Befragungsstudien zur Bewertung der Verkehrslärmbelastigung in fünf europäischen Ländern (u. a. in Deutschland) durchgeführt. Dabei wird auch die Übertragbarkeit der Ergebnisse zwischen verschiedenen Ländern untersucht.

Grundsätzlich ist für die Übertragung von Werten zwischen verschiedenen Ländern eine Anpassung anhand der durchschnittlichen, mit Kaufkraftparitäten (PPP = purchasing power parities) gewichteten Pro-Kopf-Einkommen sinnvoll.

$$W_A = W_S * (Y_A / Y_S)^e$$

mit W_A – Wert für den Anwendungsfall

W_S – in Primärstudie ermittelter Wert

Y_A – PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen im Anwendungsfall

Y_S – PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen in Primärstudie

e – Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft

Die Einkommenselastizität e ist ein Maß dafür, wie sich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung eines Risikos ändert, wenn sich das Einkommen ändert. Nach einer Auswertung mehrerer Studien empfiehlt Pearce (2000) Einkommenselastizitäten im Bereich von $e = 0,3$ bis $0,6$ zu verwenden.⁴³ Diese Werte können als benchmark herangezogen werden, falls es kein für die Fragestellung spezifischen empirischen Informationen gibt.

Es ist offensichtlich, dass man bei einer Übertragung der Ergebnisse nach Maßgabe des Einkommens kulturelle Unterschiede und Unterschiede in Verhalten und Präferenzstruktur (der beiden betrachteten Länder) nicht abbildet. Sind diese Unterschiede sehr groß, ist eine solche Übertragung der Ergebnisse nur mit Einschränkung zu empfehlen.

Die Anpassung der Werte für verschiedene Länder beinhaltet das Werturteil, dass ein Umweltschaden in einem relativ reichen Land höher gewichtet wird als in einem ärmeren Land. In vielen Fällen wird man jedoch eher auf Durchschnittswerte zurückgreifen. So ist es zum Beispiel in den europäischen Studien der ExternE-Reihe gängige Praxis, mit EU-Durchschnittswerten zu rechnen. Die Verwendung europäischer Durchschnittswerte ist auch aus Sicht des Umweltbundesamtes eine akzeptable und praktikable Lösung.

⁴³ Nach Auffassung von Pearce sind weitere Studien zur Überprüfung dieser Werte erforderlich.

Literaturverzeichnis

- Ahlheim, M., Lehr, U. (2002): Nutzentransfer. das Sparmodell in der Umweltbewertung, Perspektiven der Wirtschaftspolitik 2002, S. 85 ff.
- Arrow, K. J. u. a. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Federal Register, 58, S. 4601-4614. Zitiert nach: European Commission (1995) ExternE Externalities of Energy. Vol. 6. Wind & Hydro. Brussels.
- Bjornstadt, D., Kahn, J.R. (1996): The contingent valuation of environmental resources. Methodological issues and Research Needs, Cheltenham.
- Brookshire, D., Neill, H. (1992): Benefit transfer: Conceptual and empirical issues, Water Resources Research, S. 651ff.
- Carson, R.T. u. a. (2001): Contingent valuation. Recent controversies and evidence, Environmental and Resource Economics, S. 173 ff.
- Court, A. T. (1939): Hedonic Price Indexes with Automotive Examples, in: General Motor Corporation (Hrsg.), The Dynamics of Automobile Demand, New York. General Motors Corporation. S. 99-117.
- Degenhardt u. a. (1997): Untersuchung der Zahlungsbereitschaft für die Umsetzung von Naturschutzkonzeptionen, F+E-Vorhaben im Auftrag des BfN, Kassel.
- DesVousges, W. u. a. (1998): Environmental Policy Analysis with Limited Information, Principles and Applications of the Transfer Method, Cheltenham.
- Endres, A., Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden, Stuttgart u. a.
- European Commission (1998): ExternE Vol. 7, Methodology 1998, <http://www.extern.info>, publications.
- European Commission (2005): ExternE – Externalities of Energy – Methodology 2005 Update, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, <http://maxima.ier.uni-stuttgart.de/brussels/methup05.pdf>
- Ewers, H. J., Schulz, W. (1982): Die monetären Nutzen gewässerguteverbessernder Maßnahmen. Berichte 3/82, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- ExternE (2005): Externalities of Energy – Methodology 2005 update, Editiert von Peter Bickel und Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung; DG Research; EUR 21951.
- Farber, S., Griner, B. (2000): Using conjoint analysis to value ecosystem change, Environmental Science and Technology 2000, S. 1407ff.
- Flores, N.E., Thacher, J. (2000): Money, Who needs it? Natural Resource Damage Assessment, Working Paper No. 00-03, University of Colorado, Boulder.
- Geisendorf, S., Gronemann, S. und Hampicke, U. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Goossen, M., Langers, F. (2000): Assessing Quality of Rural Areas in the Netherlands: Finding the most important Indicators for Recreation, Landscape and Urban Planning 2000, S. 241 ff.

HBEFA (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA), Version 3.1, Umweltbundesamt Berlin, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Bern, Bern, INFRAS AG.

Hoehn, J., Loomis, J. (1999): Substitution effects in the Valuation of Multiple Environmental Programs, *Journal of Environmental Economics and Management*, S. 56f.

Isecke, B., Weltschev, M. Heinz, I. (1990): Volkswirtschaftliche Verluste durch umweltverschmutzungsbedingte Materialschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung.

Jung, M. (1996): Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbereich, Frankfurt a. M.

Kahneman, D., Knetsch, J. (1992): Valuing public goods. The Purchase of Moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management* 1992, S. 57.

Kokott u. a. (2003): Ausgestaltung der Umwelthaftung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungsregimen sowie Methoden der Schadensberechnung, *Berichte des Umweltbundesamtes* 3/2003.

Kopp, R.J, Smith, K. (1989): Benefit estimation goes to Court, the Case of natural resource damage assessments, *Journal of Policy Analysis and Management* 1989, S. 593 ff.

Kopp, R.J. (1999): Scaling and Selecting Compensatory Restoration Projects: An Economic Perspective, Discussion Paper 1, in: Cecil (Hrsg.), *Restoration of lost human uses of the environment*, Pensacola, Florida, S. 87ff.

Loomis, J. B. u. a. (1999): Idaho v. Southern Refrigerated, in Ward u. a. (Hrsg.): *Natural Resource Damages: Law and Economics*, S. 450f.

Louviere, J. J. u. a. (2000): *State choice methods. Analysis and Application*, Cambridge.

MacAlister u. a. (2001): *Study on the valuation and restoration of biodiversity damage of the purpose of environmental liability*, European Commission, DG Environment, Brüssel.

Mathews, K. E. u. a. (1995): *The Potential Role of Conjoint Analysis in Natural Resource Damage Assessments*, Triangle Economic Research, General Working Paper No. 3, Durham.

Muthke, T. (2001): Benefit Transfer, eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern? in: Elsasser, P., Meyerhoff, J. (Hrsg.), *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*, Marburg.

OECD (2002): *Valuation of Biodiversity Benefits*

Pearce, D. (2000): *Valuing Risks to Life and Health – Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States*, University College London.

http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/david_pearce_paper.pdf

- Pendleton, L., Mendelsohn, R. (2000): Estimating Recreation Preferences Using Hedonic Travel Cost and Random Utility Models, *Environmental and Resource Economics* 2000, S. 89f.
- Pommerehne, W. W. (1988): Measuring Environmental Benefits: A Comparison of Hedonic Technique and Contingent Valuation, in: Bös, D.; Rose, M.; Seidl, C. (Hrsg.): *Welfare and Efficiency in Public Economics*. Berlin, Heidelberg, Springer, S. 363-400.
- Rommel (2001): Der Einfluss der Marktgröße und der Distanz auf die Zahlungsbereitschaft, in: Elsasser/Meyerhoff (Hrsg.), *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*, Marburg, S. 37.
- Rose, S. K. (1999): Non-Market Valuation Techniques. The State of the art, Working Paper Series in Environmental and Resource Economics, Cornell University.
- Rowe R. u. a. (1992). Nestucca Oil Spill, in: Ward u. a. (Hrsg.): *Natural Resources Damages: Law and Economics*, S. 527.
- UBA (Umweltbundesamt) (2007): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*, Umweltbundesamt, April 2007.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten*, Umweltbundesamt, August 2012.
- UNITE (Unification of Accounts and Marginal Costs for Transport Efficiency) (2003), im Auftrag der Europäischen Kommission DG TREN, Nash u. a., University of Leeds.
- Unsworth, R., Petersen, T. (1994): *A manual for conducting natural resource damage assessments: The role of economics*, Cambridge.