

**UMWELTGÜTER UND IHRE BEWERTUNG:
MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN
DES BENEFIT TRANSFERS**

Holger D. Thiele
und Tobias C. Wronka

Working Paper EWP 0106
Department of Food Economics
and Consumption Studies
University of Kiel
December 2001

The FE-Working Papers are edited by the Department of Food
Economics and Consumption Studies at the University of Kiel.

The responsibility for the content lies solely with the author(s).
Comments and critique are highly appreciated.

Umweltgüter und ihre Bewertung: Möglichkeiten und Grenzen des Benefit Transfers

Holger D. Thiele, München und Tobias C. Wronka, Giessen

Zusammenfassung

Der Beitrag untersucht die Möglichkeiten und Grenzen einer kosten- und zeiteffizienten Methodik zur Bewertung von Umweltgütern. Diese als Benefit Transfer (BT) bezeichnete Methodik ermittelt Umweltgüterwerte für einen Politikort durch Werteübertragungen von einem Studienort. Ein Literaturüberblick zeigt, dass die empirische Validität des BTs gering ist, Transferfehler von über 400% auftreten können und die Kriterien für einen erfolgreichen Einsatz nur ansatzweise identifiziert sind. Ein erstes bundesdeutsches Anwendungsbeispiel des BT in zwei hessischen Gemeinden zur Bewertung der regionalen Artenvielfalt auf Basis kontingenter Bewertungsbefragungen wird vorgestellt. Aufgrund der Ähnlichkeiten des Bewertungsgutes, wichtiger soziodemographischer Variablen und des Umweltbewusstseins zwischen den Gemeinden kann im Unterschied zu vielen internationalen Studien die statistische Zulässigkeit des BTs bestätigt werden. Die resultierenden Transferfehler sind gering und zeigen eine Vorzüglichkeit des Transfers von Bewertungsfunktionen (8%) im Vergleich zum direkten Transfer von Mittelwerten (19%) an. Demnach ist der BT geeignet, vereinfachte Umweltbewertungen auch in der Bundesrepublik durchzuführen.

1. Einleitung

Staatliche Behörden und private Organisationen haben einen deutlich zunehmenden Bedarf an der Bestimmung des ökonomischen Wertes natürlicher Umweltressourcen für Kosten-Nutzen-Analysen, für Bewertungen von Naturzerstörungen oder zur Unterstützung von Entscheidungen in der Umweltpolitik und im allgemeinen Unternehmensmanagement. In den meisten Fällen ist es aus Kosten- und Zeitgründen nicht möglich, eigene Primärdaten als Basis für die Schätzung ökonomischer Werte zu erheben. In diesen Fällen behelfen sich Behörden oder Organisationen bisher insbesondere in den USA und in Großbritannien vielfach verschiedener Methoden der Übertragung von Werten, dem sogenannten Benefit Transfer (BT), um die benötigten ökonomischen Werte zu ermitteln. Diese dienen beispielsweise als Grundlage für gerichtliche Entscheidungen bei Umweltbewertungen (Bergstrom 1996; Moran 1999).

Allgemein kann Benefit Transfer definiert werden als „eine Methodik, die monetäre Werte für Umweltgüter z.B. in einer Region Y dadurch ermittelt, dass sie existierende Studien in einer Region

X analysiert und deren ermittelte Umweltwerte mit mehr oder weniger aufwendigen Korrekturverfahren auf die aktuelle Bewertungssituation in der Region Y überträgt“ (vgl. u.a. Boyle und Bergstrom 1992; Brookshire und Neill 1992; NOAA 1996). Viele Studien haben mittlerweile den BT angewendet, um Umweltgüterwerte festzulegen. Einen vorläufigen Höhepunkt erreichten diese Bemühungen mit der Extrapolation des Wertes der Weltökosysteme von der Arbeitsgruppe von Costanza et al. (1997), die in wissenschaftlichen Kreisen heftig diskutiert wurden und die Thematik des BTs ganz oben auf die Forschungsagenda der Umweltökonomie setzte. Auch für die Bundesrepublik wurde beispielsweise eine Gesamtbewertung der Erholungsfunktion des deutschen Waldes auf der Basis eines BTs durchgeführt (Elsasser 2001). Seit Anfang der 90er Jahre wird bei der Anwendung des BTs der Frage nachgegangen, ob Umweltbewertungen grundsätzlich transferierbar sind und wie hoch der Fehler bei Verwendung transferierter Umweltgüterwerte ist (vgl. u.a. Loomis, 1992, Brouwer und Spaninks, 1999, Bergland et al., 1998). In der umweltökonomischen Literatur zu diesem Kontext ist es die am stärksten kontrovers diskutierte Frage.

Der vorliegende Beitrag knüpft an die Arbeiten von Brouwer und Spaninks (1999) und Bergland et al. (1998) an, indem erstmalig für die Bundesrepublik Deutschland die Validität des BT von einer Gemeinde auf eine andere am Beispiel zweier Gemeinden in Hessen analysiert wird und verdeutlicht wird, unter welchen Bedingungen ein BT erfolgversprechend sein kann. Es wird sowohl der direkte Benefit Transfer (DBT) als auch der Benefit Funktionen Transfer (BFT) untersucht. Dieser Beitrag gliedert sich in fünf Abschnitte. Nach einer Darstellung dieser für den deutschsprachigen Raum neuen Methodik werden die bisherigen empirischen Ergebnissen zum BT in Kapitel 2 vorgestellt. Kapitel 3 beschreibt eingangs die eigene empirische Studie zum BT und die zugrunde liegenden Daten. Im Anschluss daran werden neben der eigenen methodischen Herangehensweise die wesentlichen Ergebnisse zur Güte der BTs zur Artenvielfalt vorgestellt. Abschließend werden in Kapitel 4 Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen für die zukünftige Bewertung von Umweltgütern, die notwendige Bereitstellung von Daten und weitere Forschungsanstrengungen gezogen.

2. Theoretischer und empirischer Hintergrund des Benefit Transfers

1.1 Methoden des Benefit Transfers

Benefit Transfer ist eine Methodik, die monetäre Werte für Umweltgüter dadurch ermittelt, dass sie frühere Studien analysiert und deren ermittelte Werte mit mehr oder weniger aufwendigen Korrekturverfahren auf die aktuelle Bewertungssituation überträgt (Boyle und Bergstrom 1992; Brookshire und Neill 1992; NOAA 1996). Damit stellt der BT ein klassisches Beispiel für die

Anwendung von Sekundärdaten auf eine neue Fragestellung dar. Für die Terminologie des BTs sind die folgenden Begriffe wichtig: Unter Studienort versteht man den Ort, für den die Werte ursprünglich erhoben wurden, während es sich bei dem Politikort um den Anwendungsort der zu übertragenen Werte handelt. Bei Anwendungen des BTs werden zwei Verfahren unterschieden (Kirchhoff et al. 1997):

Direkter Benefit Transfer (DBT): Werden die Umweltgüterwerte eines Studienortes (z.B. Mittelwerte der Zahlungsbereitschaft) unkorrigiert auf den Politikort übertragen, so wird dieser Transfer als DBT bezeichnet. Dieser ist aus pragmatischen Zwängen entstanden und reicht bis in die 60er Jahre zurück. In manchen Fällen wurde der übertragene Mittelwert noch durch Experten an die Bedingungen des Studienortes angepasst, daher auch die Bezeichnung Experteneinschätzung. Die Unzulänglichkeit dieses Verfahrens liegt in der Annahme, dass der geschätzte Wert als Konstante angesehen wird. Damit ignoriert der übertragene Wert Einflüsse individueller oder ortsspezifischer Charakteristiken. Trotz dieser Einschränkungen beruhen viele politische und rechtliche Anwendungen auf dem DBT.

Benefit Funktionen Transfer (BFT): Werden nicht die Umweltgüterwerte eines Studienortes, sondern die ermittelte Nachfragefunktion für Umweltgüter (=Wertefunktion) auf den Politikort übertragen und dort mit den Daten des Politikortes gelöst, so wird dieser Transfer als BFT bezeichnet (Bergstrom 1996; Kirchhoff et al. 1997). Aufgrund der genannten Einschränkungen des direkten Nutzentransfers wird aus Forschungsgesichtspunkten häufig die Verwendung des Transfer von Bewertungsfunktionen empfohlen. Eine erste Anwendung reicht bis in die Mitte der 70er Jahre zurück (Cicchetti et al. 1976). Weil der Transfer von Bewertungsfunktionen die physischen und demographischen Charakteristiken des Politikortes implizit berücksichtigt, ist eine höhere Genauigkeit der transferierten Werte zu erwarten. Zudem ermöglicht der Transfer von Bewertungsfunktionen die Aufweichung der strikten Selektionskriterien für Ausgangsstudien, insbesondere hinsichtlich der Ähnlichkeit der Bevölkerung und des Bereitstellungsumfangs. Dies ist ein wichtiger Faktor, da die Zahl der Studien für viele Bewertungsgüter nach wie vor begrenzt ist und damit den möglichen Einsatz von BTs stark einschränkt. Aktuelle Bemühungen zum Aufbau einer internationalen Datenbank sind begrüßenswert, so dass eine möglichst große Anzahl qualitativ hochwertiger Studien für die Durchführung von BTs bereitsteht. Die Erstellung des Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) unter Mitwirkung von bedeutenden Umweltökonomern stellt einen ersten Schritt in diese Richtung dar (Ahlheim und Lehr 2000). Dennoch gibt es auch beim Transfer von Wertefunktionen eine Reihe von Problemen, die beachtet werden sollten. Problematisch ist zum einen, dass oftmals von einer linearen Beziehung zwischen Nutzenwerten und Determinanten ausgegangen wird. Zudem entspricht ein BT nicht einer theoretisch korrekten

Wohlfahrtsanalyse, da keine individuellen Präferenzen mehr Berücksichtigung finden, sondern angenommen wird, dass Personen mit gleichen Charakteristiken die gleiche Wertschätzung erfahren. Ein weiteres wichtiges Problem in der Anwendung des BFT ist die eingeschränkte Datenverfügbarkeit wichtiger Determinanten der Nutzenwerte.

1.2 Historische Entwicklung des Benefit Transfers

Der BT hat insbesondere in den USA, aber auch zunehmend in einigen europäischen Ländern, aufgrund seiner Kosten- und Zeiteffizienz eine hohe Bedeutung in der Praxis der Umweltbewertung. So fanden in den U.S.A die ersten Anwendung von Nutzenübertragungen statt. Doch auch in Europa nimmt die Bedeutung der ökonomischen Umweltbewertung immer mehr zu. Laut der Council Regulation (EC) 1267/1999 ist die Anfertigung von Nutzen-Kosten-Analysen für EU-kofinanzierte Projekte vorgeschrieben. Insbesondere Arbeitsgruppen in Großbritannien und Skandinavien nahmen in Europa lange Zeit eine Vorreiterrolle ein, in jüngerer Zeit findet man aber auch eine große Anzahl von Anwendungen in Spanien, Italien, Österreich, Deutschland und der Schweiz.

Die Popularität des BTs erklärt sich vor allem aus den politikinduzierten Anwendungen, die laut Loomis (1992, S.701) bis in das Jahr 1962 zurückreichen. Maßgeblich vorangetrieben wurden die politikinduzierten Anwendungen durch verabschiedete U.S.-Gesetzesvorschriften, welche den Gebrauch von Nutzen-Kosten-Analysen erforderten. Von herausragender Bedeutung ist dabei die 1981 verabschiedete Executive Order 12291, die Nutzen-Kosten-Analysen für sämtliche größeren Gesetzesvorhaben zwingend vorschrieb. Zudem sehen sowohl der Comprehensive Environmental Responses, Compensation and Liability Act (CERCLA), der Oil Pollution Act und der National Forestry Management Act die Messung von nichtmarktgängigen Nutzenwerten vor. Bei begrenzten Forschungsbudgets staatlicher Stellen für Primärerhebungen erhöhte dies zwangsläufig die Attraktivität von Nutzenübertragungen. Für Waldgebiete, die von der U.S.-Forstbehörde verwaltet werden, wurden daher 1987 Nutzenübertragungen im Rahmen des nationalen Forstprogramms eingesetzt, um die Anforderungen des National Forestry Managements Acts zu erfüllen. Ein weiteres Beispiel ist der Einsatz von Übertragungen von Erholungswerten bei der Bewertung von Gewässern, die vom U.S. Army Corps of Engineers verwaltet werden. Weiterhin setzt das Damage Assessment Center der National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) für die Bestimmung des Schadens durch Ölverschmutzungen ein Benefit-Transfer-Modell zur Nutzenübertragung ein (Boyle und Bergstrom 1992; Bergstrom 1996; NOAA 1996, S. 499; Hellerstein 1997).

Zusätzlich erlangt der BT eine zunehmende Bedeutung durch Anwendungen in Rechtsstreitigkeiten zur Umweltbewertung. So ließ ein U.S.-Gericht 1988 die Verwendung von Rindfleischpreisen als Annäherung für den Wert von Rotwild zu. In einem anderen Gerichtsurteil jedoch wurde der Transfer von Existenzwerten basierend auf einer kontingenten Bewertungsmethode auf einen anderen Politikort nicht zugelassen. In Grossbritannien entschied ein Gericht in einem Rechtsstreit, dass der Transfer von Umweltwerten aus anderen Studien prinzipiell zuzulassen ist (Moran 1999).

In der Wissenschaft wird seit Anfang der 90er Jahre bei Anwendungen des BTs der Frage nachgegangen, ob Umweltbewertungen grundsätzlich transferierbar sind und wie hoch der Fehler bei Verwendung transferierter Umweltgüterwerte ist. In der umweltökonomischen Literatur zu diesem Kontext ist es die am stärksten kontrovers diskutierte Frage. Erste Ergebnisse der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit der Methodik des BT wurden in einem Heft der U.S.-Zeitschrift „Water Resources Research“ (Vol.28 (3), 1992) in richtungsweisenden Beiträgen veröffentlicht. Als wichtigster Einflussfaktor auf die Qualität des BTs wird die Eignung der zugrundeliegenden Studien zur Ermittlung von Umweltgüterwerten angesehen. So identifizieren Brookshire und Neill (1992, S. 3f), Desvousges et al. (1992, S.679) und Bergstrom (1996, S. 651) mögliche Fehlerquellen eines BTs durch (1) qualitative oder quantitative Unterschiede des zu bewertenden Gutes, (2) unterschiedliche Präferenzen und Umfang der relevanten Bevölkerung, (3) fehlende theoretische Konsistenz der ermittelten Werte (WTP statt WTA, unterschiedlicher Werteumfang [Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerte], unterschiedliche Verfügbarkeit von Substituten), (4) Unterschiede in dem Zusammenwirken von biophysikalischen Funktionen, ökonomischen Leistungen und ökonomischen Werten, (5) notwendige Annahmen des Forschers bei bspw. der Auswahl der Studien, (6) sämtliche Fehlerquellen in den originären Studien.

Demzufolge formulieren Boyle und Bergstrom (1992, S. 659f), Desvousges et al. (1992, S. 676f) und Brouwer (2000, S. 139) Kriterien für die Auswahl von Studien, die als Grundlage eines BTs verwendet werden sollen:

1. Studien sollten auf adäquaten Daten, fundierter ökonomischer Methodik und adäquater empirischer Sozialforschung basieren.
2. Studien sollten Regressionsanalysen enthalten, die den Zusammenhang zwischen Zahlungsbereitschaft (WTP) und wichtigen Einflussgrößen beschreiben.
3. Das zu bewertende Gut und die Änderung im Bereitstellungsumfang sollten ähnlich sein.
4. Studien- und Politikort sollten ähnlich bezüglich der Charakteristiken der relevanten Bevölkerung sein.
5. Die Marktgegebenheiten, insbesondere die Frage der Verfügungsrechte, aber auch bestehender Substitute, sollten ähnlich sein.

1.3 Testverfahren zur Überprüfung der Zulässigkeit von Benefit Transfers

Vor dem Hintergrund schwerwiegender Bedenken hinsichtlich der Zulässigkeit des BTs gilt die Überprüfung der Validität der Methodik als wichtigstes Forschungsgebiet im Bereich des BTs. Hierzu eignen sich insbesondere Tests zur konvergierenden Validität mit Studien, die sowohl für den Studienort als auch für den Politikort den Wert des Umweltgutes bestimmt haben. Mit den so gewonnenen Daten ist es möglich, die transferierten Werte mit den beobachteten Werten statistisch zu vergleichen. Selbst bei der statistischen Unterschiedlichkeit der Werte könnten hieraus Rückschlüsse abgeleitet werden, welche Faktoren dafür verantwortlich waren und wie man diese Verzerrungen entschärfen kann. Bei einer solchen Herangehensweise muss allerdings berücksichtigt werden, dass dies unter der Prämisse geschieht, dass es sich bei den ermittelten Werten um die wahren Werte der Bevölkerung für das Umweltgut handelt.

Richtungsweisend für die Überprüfung der konvergierenden Validität ist ein Beitrag von Loomis 1992, an dessen konzeptuelle Herangehensweise sich alle folgenden Tests anschließen. Verschiedene Hypothesen können durch ein solches von Boyle und Bergstrom (1992, S. 661) vorgeschlagenes Forschungsdesign überprüft werden. Eine gute Zusammenstellung geben Bergland et al. (1998), auf die auch spätere Forschungsansätze (Kirchhoff et al. 1997 und Brouwer 2000) zurückgegriffen haben. Um sowohl den direkten Nutzentransfer als auch den Transfer von Bewertungsfunktionen testen zu können, wird die Überprüfung der 4 Hypothesen in Tabelle 1 vorgeschlagen. Hierbei testen die Hypothesen 1 und 4 die Übertragung von geschätzten Werten, während die Hypothesen 2 und 3 den Transfer von Bewertungsfunktionen untersuchen.

Mit der ersten Hypothese wird die Gleichheit der durchschnittlichen „willingness to pay“ (WTP, bzw. Zahlungsbereitschafts-) -Beträge¹ zwischen Politikort und Studienort überprüft. Je nach angenommener Verteilung der WTP-Beträge kann der parametrische t-Test (Normalverteilung) oder der nicht-parametrische Mann-Whitney-Test angewendet werden. Die Überprüfung der gleichen Verteilung der WTP-Beträge mit Hilfe des Kolmogorov-Smirnov-Tests stellt eine noch rigorosere Nullhypothese als die Gleichheit der durchschnittlichen WTP-Beträge dar. Die zweite und dritte Hypothese beziehen sich auf die Gleichheit der Bewertungsfunktionen und werden durch den Vergleich der geschätzten Parameter der Bewertungsfunktionen am Politik- und Studienort überprüft. Für einen validen Transfer von Bewertungsfunktionen sollten die geschätzten Parameter statistisch gleich sein. In der zweiten Hypothese werden die geschätzten Parameter direkt miteinander verglichen. Die dritte Hypothese hingegen vergleicht die geschätzten Modelle von Politik- und Studienort mit ihrem gepoolten Modell und überprüft, ob sich die

¹ Zur Diskussion des WTP-Konzeptes vgl. u.a. Ahlheim und Buchholz (2000).

Bewertungsfunktionen auf gemeinsame Funktion zurückführen lassen. Damit garantiert die dritte Hypothese nicht die Gleichheit der geschätzten Parameter und stellt daher eine schwächere Hypothese dar als die zweite Hypothese.

Tabelle 1: Validitätstests für Umweltgüterbewertungen mittels des Benefit Transfers

Nullhypothese	Statistisches Testverfahren
Hypothese 1 (H1): Gleiche mittlere Werte in S und P	
$\overline{WTP}_P = \overline{WTP}_S$	t-Test / Mann-Whitney-Test
Verteilung $WTP_{P,i} =$ Verteilung $WTP_{S,i}$	Kolmogorov-Smirnov-Test
Hypothese 2 (H2): Gleiche Wertefunktionen in S und P	
$b_P = \hat{b}_S$	Score-Test / Wald-Test
$\hat{\sigma}_P^2 = \hat{\sigma}_S^2$	Chow / Likelihood ratio Test
Hypothese 3 (H3): Wertefunktionen in S und P entstammen der gepoolte Wertefunktion	
$\hat{b} = \hat{b}_P = \hat{b}_S$	Score-Test / Wald-Test
$\hat{\sigma}^2 = \hat{\sigma}_P^2 = \hat{\sigma}_S^2$	Chow / Likelihood-Ratio-Test
Hypothese 4 (H4): Gleiche mittlere Werte aus Wertefunktionen in S und P	
$\overline{WTP}'_P = f(\hat{b}_S, X_P) = \overline{WTP}_P$	t-Test / Mann-Whitney-Test
Verteilung $WTP'_{P,i} =$ Verteilung $WTP_{P,i}$	Kolmogorov-Smirnov-Test

Anmerkungen: WTP = durchschnittliche Zahlungsbereitschaft am Politik-(P) oder Studienort (S), WTP_i = beobachtete WTP-Beträge, $WTP'_{P,i}$ = berechnete WTP-Beträge am Politikort durch die Multiplikation des Parametervektors (b_S) mit der Matrize der Erklärungsvariablen am Politikort (X_P); σ^2 = erklärte Varianz.

Quelle: Brouwer und Spaninks 1999, S. 100

Zur Überprüfung der zweiten Hypothese werden der Chow-Test, der Likelihood-Ratio-Test und der Score-Test eingesetzt. Die dritte Hypothese wird mit Hilfe des Likelihood-Ratio-Tests getestet. Brouwer und Spaninks plädieren für den Einsatz des Wald-Tests zum Überprüfen der zweiten und dritten Hypothese, da er die Gleichheit der geschätzten Parameter direkt testet. Die vierte Hypothese schließlich überprüft wiederum mit dem t-Test bzw. Mann-Whitney-Test die Gleichheit der auf Basis der Bewertungsfunktionen übertragenen durchschnittlichen WTP-Beträgen mit den tatsächlichen Beträgen (Brouwer und Spaninks 1999).

1.4 Empirischer Befund zur Validität des Benefit Transfers

Die Tabelle 2 zeigt sehr unterschiedliche empirische Befunde zur Eignung des BTs als Umweltbewertungsmethode. So beruhen frühe BT-Studien überwiegend auf der Reisekostenmethode, einer indirekten Bewertungsmethode auf der Basis beobachteter Präferenzen für Umweltgüter. Im weiteren Zeitverlauf kommen dann zunehmend BTs auf Basis der kontingenten Bewertung zum Einsatz. Ende der neunziger Jahre treten dann zum ersten Mal auf

Choice Experimenten aufbauende BTs auf. Diese Methode ist geeignet, multiple Ausprägungen von Bewertungseigenschaften simultan zu bewerten. In der vierten Spalte der Tabelle 2 sind die Ergebnisse zu den durchgeführten Validitätstest wiedergegeben. Aus Gründen der Übersichtlichkeit und leichteren Erfassung des Validitätsbefunds wurden die jeweiligen eingesetzten Testverfahren entsprechend der untersuchten Hypothesen H1 bis H4 (vgl. Tabelle 1) aufgeführt. In der letzten Spalte der Tabelle 2 werden die ausgewiesenen Übertragungsfehler (Transfer-Fehler) aufgeführt. Die obere Zahl steht dabei für die Prozentangabe des Fehlers bei einem DBT, während die untere Reichweite den Fehler für die Übertragung von Bewertungsfunktionen (BFT) angibt.

Tabelle 2: Literaturüberblick zu Ergebnissen der Umweltgüterbewertung mittels Benefit Transfers

Studie	Bewertungs- methode	Bewertungs- gut	Validitätsbefund ^{a)} (Getestete Hypothese: Validitätsergebnis)	Transfer- fehler (%) ^{b)}
Morrison und Benett (2000)	Choice Experiments	Feuchtgebiete	H1: 6 von 8 impliziten Preisen H3: 0 von 1 Funktionen H4: 5 von 9 Werten	- 4-66
Scarpa et al. (2000)	dichotome KB	Wälder	H4: 62 von 100 Mittelwerten	nicht ausgewiesen
Brouwer und Spaninks (1999)	Zahlkarte KB	Schutz ldw. Habitate	H1: 1 von 2 Werten H2: 1 von 4 Funktionen H3: 4 von 4 Funktionen H4: 0 von 4 Werten	27-36 22-40
Bhat et al. (1997)	individuelle Reisekosten- methode	Außenerhol- ungsaktivitäten	H1: 2 von 4 Werten H2: 4 von 4 Funktionen	nicht ausgewiesen
Bowker et al. (1997)	individuelle Reisekosten- methode	Wildwasser- fahrten	H4: 4 von 10 Werten bzw. 8 von 10 bei gepooltem Modell	- 14-302 bzw. 0-57
Kirchhoff et al. (1997)	Zahlkarte KB	Wildwasser- fahrten und Flusshabitat	H1: 1 von 12 Werten H2: 0 von 3 Funktionen H4: 9 von 18 Werten	24-56 6-228
Downing und Ozuna (1996)	dichotome KB	Hochseefischen	H1: 5 von 61 Werten H2: 61 von 128 Funktionen	1-34 -
Bergland et al. (1998)	iterative Gebots-KB	Wasserqualitäts verbesserungen	H1: 0 von 2 Werten H2: 0 von 1 Funktionen H3: 0 von 1 Funktionen H4 1 von 4 Werten	25-45 18-41
Loomis et al. (1995)	zonale Reise- kostenmethode	Erholungswert von Seen	H2: keine Gleichheit der Koeffizienten	- 1-475
Loomis (1992)	Zonale Reise- kostenmethode	Sportfischen	H2: 0 von 2 Funktionen	5-40 5-15

Anmerkungen: ^{a)} H1, H2, H3 und H4 entsprechen den in Tabelle 1 aufgeführten Hypothesentests zur Validität des BTs. Die Ergebnisse geben sowohl die Gesamtzahl der getesteten Werte oder der getesteten Wertefunktionen an, als auch die Anzahl der für den BT geeigneten Werte und Funktionen. ^{b)} In den Studien ausgewiesene minimale und maximale Transferfehler. Die erste Reichweite bezieht sich auf den DBT, während die zweite Reichweite auf dem BFT beruht.

Quelle: eigene Zusammenstellung

Eine Mehrzahl der durchgeführten Tests kommen zu dem Ergebnis, dass BTs nicht valide sind. Es gibt keine Studie die uneingeschränkt zeigen kann, dass der BT nach statistischen Kriterien zulässig ist. Besonders schwer wiegt der negative Befund bei Studien, die nach Maßgabe der fünf von Desvousges et al. (1992) definierten Kriterien als nahezu optimale Anwendungsfälle für Nutzenübertragungen angesehen werden können (insbesondere die beiden Studien von Bergland et al. 1998; Brouwer und Spaninks 1999). Ermutigend sind allerdings die Ergebnisse einer Reihe von neueren Studien (Bhat et al. 1997; Morrison und Bennett 2000; Scarpa 2000), die zeigen, dass Nutzenübertragungen für die Mehrzahl der Übertragungen valide sind. Dieser positive Befund stützt weitere Forschungsanstrengungen zu den Einflussfaktoren eines erfolgreichen BT.

Unabhängig von der Frage der statistischen Validität der Nutzenübertragungen kann als zweites wichtiges Ergebnis bisheriger Studien festgehalten werden, dass der Transferfehler, also die Über- bzw. Unterschätzung der wahren Werte, relativ gering ist und in den meisten Fällen 50% unterschreitet. Morrison und Bennett (2000) halten fest, dass Fehler in dieser Größenordnung für den politischen Entscheidungsträger in vielen relevanten Fragestellungen akzeptabel sein können.

Die in der Literatur oft gefundene Hypothese der Vorzüglichkeit der Übertragung von Bewertungsfunktionen (BFT) anstelle direkter Nutzenübertragungen (DBT) wird durch die in Tabelle 2 ausgewiesenen Transferfehler ebenfalls untermauert. Zwar wird der Befund durch die Angabe der Reichweite des Übertragungsfehlers bei vielen Studien nicht ganz deutlich, Empfehlungen der Studien von Loomis (1992), Kirchhoff et al. (1997), Bergland et al. (1998) und Brouwer und Spaninks (1999) sind jedoch eindeutig.

Eine Aussage bezüglich der unterschiedliche Eignung von Bewertungsmethoden für den BT kann aufgrund der geringen Anzahl von Studien noch nicht gegeben werden. Genauso verhält es sich auch mit der Frage, ob gewisse Bewertungsfragestellungen für den BT besser geeignet sind als andere. Eine Beantwortung dieser Fragen ist erst nach einer deutlichen Erhöhung der Anzahl von Nutzenübertragungen zu erwarten. Dies gilt natürlich in besonderer Masse für neuere Methoden wie Choice-Experimente, deren Validität als Bewertungsmethode selbst noch Gegenstand intensiver Forschung ist.

Als wichtigstes Einflusskriterium für einen erfolgreichen BT wird die Berücksichtigung der Bewertungsgutscharakteristiken in fast allen bisherigen Studien (vgl. Tabelle 2) festgehalten. So konnte Loomis (1992) bereits zeigen, dass die Übertragung von Nachfragefunktionen für Sportfischen innerhalb eines Bundesstaates zu wesentlich besseren Ergebnissen führt als über verschiedene Bundesstaaten hinweg. Dieser empirische Befund wurde in einer späteren Studie von Loomis et al. (1995) bestätigt. Auf Basis dieser Ergebnisse formulierten sie die Hypothese, dass

sich der jeweilige Hintergrund des Erholungsangebotes eines Bundesstaates hinsichtlich des Vorhandenseins von Substituten und der Möglichkeit unterschiedlicher Erholungsaktivitäten unterscheidet. Downing und Ozuna (1996), Bhat et al. (1997), Kirchhoff et al. (1997) und Bergland et al. (1998) liefern für unterschiedliche Bewertungsgüter weitere empirische Hinweise auf die wichtige Bedeutung der Berücksichtigung von Charakteristiken der Bewertungsgüter. Bowker et al. (1997) greifen in ihrer Anwendung die Empfehlungen der genannten Studien auf und nehmen explizit Bewertungsgutcharakteristika in ihre Nachfragefunktion auf. Sie gelangen hierdurch zu wesentlich besseren BT-Ergebnissen. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass Schwierigkeiten bei Umweltgütern mit extremen Ausprägungen durch einen größeren und umfassenderen Pool an Ausgangsstudien zu beheben sind. In der jüngsten BT-Anwendung unterstreichen Scarpa et al. (2000) nochmals eindrucksvoll das Verbesserungspotenzial durch die stärkeren Berücksichtigung der Bewertungsgutcharakteristiken. Für 26 verschiedenen Waldgebiete waren die Größe, die Besuchshäufigkeit, das Vorhandensein von Seen, das Alter der Bäume und die Baumartenzusammensetzung signifikante Einflussvariablen. Der Transfer dieser erweiterten Bewertungsfunktionen war in der Mehrzahl der Fälle valide und ebenso die daraus berechneten Nutzenwerte. Vor diesem Hintergrund versuchen Eade und Moran (1996) und Lovett et al. (1997), die Unterschiedlichkeit der Bewertungsgüter noch besser durch die Anwendung von geographischen Informationssystemen zu berücksichtigen.

Neben der Bedeutung der Bewertungsgutcharakteristiken zeigen die Ergebnisse von Morrison und Bennett (2000) hohe Transferfehler bei stark unterschiedlichen Befragungspopulationen (zwischen städtischer und ländlicher Bevölkerung). Dies unterstreicht die Bedeutung der Aufnahme neuerer soziodemographischer Variablen, wie beispielsweise des Umweltbewusstseins oder anderer Wertorientierungen, die diese Unterschiede besser berücksichtigen können als die klassischen Variablen wie Einkommen, Alter, Geschlecht und Ausbildung. Allerdings zeigen erste Ergebnisse von Brouwer und Spaninks (1999) mit der Aufnahme von Umwelteinstellungen in BT-Anwendungen keine Verbesserungen der Validität. Zwar haben Umwelteinstellungen den erwarteten signifikanten Einfluss auf die Wertschätzung, eine Erfassung genügt jedoch nicht, um zu valideren Übertragungen beizutragen.

Ein weiterer wichtiger Befund der Studie von Brouwer und Spaninks (1999) ist die im Rahmen ihrer umfangreichen Validitätstest gewonnene Erkenntnis, dass die Gleichheit der Koeffizienten der Bewertungsfunktionen nur eine notwendige, nicht aber hinreichende Bedingung für einen validen Nutzentransfer ist. Dies leiten sie aus ihrer Beobachtung ab, dass zwar die Übertragung einer Bewertungsfunktion valide ist, nicht aber der auf deren Grundlage berechnete Nutzenwert. Damit bestätigen sie die Ergebnisse von Downing und Ozuna (1996) und Hellerstein (1997), die ebenfalls

zeigen, dass Nichtlinearitäten in den Bewertungsfunktionen dazu führen können, dass statistisch signifikant gleiche Funktionen signifikant unterschiedliche Nutzenwerte liefern können.

Zusammenfassend zeigen die bisherigen empirischen Ergebnisse zwei konkurrierende Befunde auf. Einerseits stellen BTs keine robuste und fehlerfreie Anwendung von Sekundärdaten auf eine neue Fragestellung dar und können zu deutlichen Über- bzw. Unterschätzungen der Umweltwerte führen. Andererseits können BTs unter bestimmten Bedingungen zu validen Ergebnissen bei minimalem Transferfehler führen. Dieser Widerspruch kann nur durch intensive Forschungsanstrengungen zu den Bedingungen und Einflussfaktoren für erfolgreiche BTs geklärt werden. Trotz der zunehmenden Anzahl von Studien kann ein endgültiges Urteil über die Durchführbarkeit von Nutzenübertragungen noch nicht gezogen werden. Wichtige Faktoren, die einen validen BT bedingen, sind trotz erster Erkenntnisse nach wie vor nicht ausreichend identifiziert, auch existiert bisher kein Anwendungsprotokoll, das valide Übertragungen bei geringem Fehler garantiert. Bemühungen von Desvousges et al. (1992), Bergstrom (1996) und Brouwer (2000) gehen in diese Richtung und liefern erste Erkenntnisse, die jedoch noch weitergehend erforscht und bestätigt werden müssen.

3. Anwendungsbeispiel zum Benefit Transfer in Deutschland: Regionale Artenvielfalt

3.1 Befragungsdesign und Datengrundlage

Um die Möglichkeiten des BTs auch für bundesdeutsche Verhältnisse überprüfen zu können, wurde die Übertragung der Umweltwerte für Artenvielfalt von einer hessischen Gemeinde (=Studienort) auf eine andere hessische Gemeinde (=Politikort) vorgenommen. Mit dieser aktuellen Problematik der europäischen Umweltpolitik beschäftigt sich beispielsweise auch eine Veröffentlichung von Getzner 2001. Anknüpfend an den oben dargestellten Stand der Literatur wurde ein Versuchsaufbau zum Testen der konvergierenden Validität nach den Empfehlungen von Boyle und Bergstrom 1992 gewählt. In beiden Gemeinden wurden 1999 kontingente Bewertungsbefragungen durchgeführt und hierdurch der Wert der Artenvielfalt bestimmt. Anschließend wurde ein BT vom Studienort auf den Politikort simuliert und mit den tatsächlich ermittelten Werten verglichen.

In den Artenvielfaltsszenarien wurden die Konsequenzen einer vollständigen Aufgabe der Landbewirtschaftung in der Region auf die landschaftstypische Artenvielfalt beschrieben. Anschließend wurden die Befragten nach ihrer Zahlungsbereitschaft für ein lokales Artenschutzprogramm befragt, welches langfristigen Schutz gewährleisten würde. Als Zahlungsmodus waren jährliche Einzahlungen in einen Artenschutzfonds vorgesehen. Dazu wurden

insgesamt 384 persönliche Befragungen durchgeführt, 198 Befragungen im Studienort und 186 Befragungen im Politikort.

Einen Schwerpunkt der Arbeit stellte die Ausgestaltung eines möglichst plausiblen, verständlichen und realitätsnahen hypothetischen Marktes dar. Dies erfolgte im interdisziplinärem Prozess mit naturwissenschaftlichen Fachkollegen des Sonderforschungsbereichs 299 der JLU Gießen („Entwicklung nachhaltiger Landnutzungskonzepte“) und beinhaltete eine intensive Informationsvermittlung mittels Bilder und Grafiken. Das Befragungsdesign entsprach den aktuellen Erkenntnissen auf dem Gebiet der kontingenten Bewertung, so z. B. Debriefing-Fragen, Umweltbewusstseinsmessung und ein polytomes, mehrfach begrenztes Ermittlungsverfahren, und erfüllte im Wesentlichen die NOAA-Panel-Empfehlungen (vgl. Arrow et al. 1993), z.B. persönliche Interviews, Referendum-Methode, Zahlungsbereitschaftsansatz, expliziter Hinweis auf Budgetrestriktion u. v. m.. Die Bewertungssituation wurde von den Befragten außerordentlich gut akzeptiert, was sich beispielsweise in einem sehr hohen Erklärungsgehalt der geschätzten Modelle für die Zahlungsbereitschaft und einer sehr niedrigen Protestantwortquote ausdrückte (Müller et al. 2001; Wronka 2001). Damit werden bei der vorliegenden Studie die von Desvousges et al. (1992) und Brouwer (2000) definierten Anforderungen an den BT vollständig erfüllt.

Im Rahmen der Befragung wurden neben der Zahlungsbereitschaftshöhe und der grundsätzlichen Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt weitere soziodemographische Variablen und Variablen zur Abbildung der Umwelteinstellung, Umweltinformation, Freizeitaktivitäten und Spendenbereitschaft der Befragten erfasst. Diese Variablen sind in Tabelle 3 definiert und mit Mittelwerten, Streuungen und minimalen bzw. maximalen Werten jeweils für den Studien- und Politikort aufgeführt.

Tabelle 3 zeigt grundsätzliche Unterschiede und Ähnlichkeiten der Charakteristiken der Befragten im Studien- und Politikort. Unterschiede bestehen in der Zahlungsbereitschaftshöhe, dem Haushaltseinkommen, dem Anteil der Mehrgenerationenhaushalte und der Radaktivität. So sind die 198 Befragten im Studienort bereit, im Mittel 23 DM mehr zur Verbesserung der Artenvielfalt je Haushalt und Jahr zu zahlen (144 DM) als die 184 Befragten im Politikort (121 DM). Trotz höherer Zahlungsbereitschaft liegt das durchschnittliche Haushaltseinkommen der Befragten im Studienort mit 3.400 DM je Monat um rd. 300 DM unterhalb des Einkommens der Befragten im Politikort (3.740 DM). Demgegenüber zeigen andere erhobene Variable ähnliche Mittelwerte im Studien- und Politikort. Dazu gehören die Umwelteinstellung, der soziale Status der Befragten, die Umweltinformation, der Bildungsstand, die Spendenbereitschaft und die Bevorzugung des Finanzierungsmittels Artenvielfaltfonds.

Table 3: Definition und deskriptive Statistik der erhobenen Variablen zur Messung der Zahlungsbereitschaft für „Artenvielfalt“ im Studien- und Politikort (Befragungsjahr 1999)

Definition	Studienort n=198		Politikort n=184	
	Mittelw. (Stdabw.)	Min. Max.	Mittelw. (Stdabw.)	Min. Max.
Zahlungsbereitschaft der Befragten für die Artenvielfalt in DM pro Haushalt und Jahr.	144,32 163,80	0 1.000	121,33 140,95	0 1.000
Grundsätzliche Zustimmung zur Zahlung für Artenvielfalt. Ist 1 bei Zustimmung und 0, wenn keine Zustimmung vorliegt.		0,00 1,00		0,00 1,00
Haushaltseinkommen in 1000 DM je Monat.	3,40 1,72	0,50 7,50	3,74 1,82	0,50 7,50
Umwelteinstellungsindex der Befragten. Ist 1 bei hohem und 5 bei niedrigem Umweltbewusstsein.	2,21 0,44	1,00 3,50	2,34 0,45	1,00 4,00
Haushaltstyp der Befragten. Ist 1, wenn Haushalt mehrere Generationen umfasst und 0 bei Eingenerationenhaushalt.	0,27 0,45	0,00 1,00	0,15 0,35	0,00 1,00
Soziale Status der Befragten. Ist 1, wenn Angestelltenhaushalt vorliegt und 0 für Nichtangestelltenhaushalte (Arbeiter u.a.)	0,33 0,47	0,00 1,00	0,34 0,47	0,00 1,00
Umwelteinformationsindex. Ist 1, wenn nie Umwelteinformationen eingeholt werden und 5 bei täglicher Umweltinformation.	3,80 0,94	1,00 5,00	3,91 0,77	2,00 5,00
Ausbildung. Ist 1, wenn Befragte(r) einen Hochschulausbildung hat und 0, wenn eine andere Ausbildungsart vorliegt.	0,07 0,25	0,00 1,00	0,05 0,23	0,00 1,00
Radfahren. Ist 1, wenn Befragte(r) in der Freizeit mit dem Rad fährt und 0, wenn kein Rad gefahren wird.	0,60 0,49	0,00 1,00	0,49 0,50	0,00 1,00
Spendenbereitschaft. Ist 1, wenn Befragte(r) in Vergangenheit für Umweltmaßnahmen gespendet hat und 0, wenn nicht.	0,11 0,32	0,00 1,00	0,11 0,31	0,00 1,00
Finanzierungsmittel Artenvielfaltfonds. Ist 1, wenn Befragte(r) Zahlungen eher zweckgebunden in einen speziellen Fonds für Artenvielfalt leisten würde und 0, wenn andere Finanzierungsmittel bevorzugt werden.	0,41 0,49	0,00 1,00	0,38 0,49	0,00 1,00
Inverses Mill's ratio zur Korrektur der Stichprobenverzerrung durch Nullbeobachtungen in der 2. Stufe der Heckman-Schätzung.	0,26 0,44	0,00 2,21	0,26 0,41	0,00 2,55

Quelle: eigene Berechnungen

3.2 Ermittlung der Wertefunktionen und Transferfehler

Der vorliegende Beitrag knüpft an die Arbeiten von Brouwer und Spaninks (1999) und Bergland et al. (1998) an, indem die Möglichkeit des BT von einer Gemeinde auf eine andere sowohl mittels des DBT als auch des BFT untersucht wird. In diesem Abschnitt wird die Ermittlung der

Wertefunktion beschrieben und die Höhe des Transferfehlers bei den beiden Verfahren des BT ausgewiesen.

Die Wertefunktionen der Artenvielfalt des Studien- und Politikortes als Grundlage des BFT wurden mittels einer zweistufigen Heckman-Schätzung ermittelt. Dieses Schätzverfahren wurde der einfachen Kleinst-Quadrat-Schätzung gegenüber vorgezogen, da eine nicht unerhebliche Anzahl der Befragten (10,2%) Null-Werte der Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt angaben bzw. eine grundsätzliche Ablehnung von Zahlungen für Artenvielfalt aufwiesen. HALSTEAD et al. (1991) schlägt daher für solche Fälle den einstufigen Tobit-Ansatz vor. Hier wurde die zweistufige Variante des Tobit-Ansatzes – die Heckman-Schätzung – verwendet, da zusätzlich der Einfluss der Nullbeobachtungen auf die Zahlungsbereitschaft eines Ortes explizit abgebildet werden kann. Im einstufigen Tobit-Ansatz erfolgt dies dagegen implizit.

Tabelle 4: Wertefunktionen der Artenvielfalt des Studien- und Politikortes (Regressionsergebnisse der zweistufigen Heckman-Schätzung)

exogene Variable	endogene Variable: Zahlungsbereitschaft von Haushalt i (WTP_i)	
	Studienort S	Politikort P
	Parameter (t-Wert)	Parameter (t-Wert)
Konstante	117,352 (1,49)	90,434 (1,18)
Einkommen	32,155 (5,47)	16,143 (2,80)
Umwelteinstellung	-72,413 (-2,83)	-88,530 (-4,12)
Haushaltstyp	60,828 (2,78)	11,641 (0,41)
Sozialer Status	27,639 (1,30)	36,992 (1,82)
Umweltinformationen	6,089 (0,58)	34,569 (2,74)
Bildungsstand	40,130 (0,98)	109,957 (2,30)
Radfahrer	47,745 (2,37)	24,304 (1,30)
Spenden	74,457 (2,41)	52,584 (1,77)
Artenvielfaltsfonds	22,092 (1,10)	34,111 (1,82)
Mills Ratio	-62,475 (-2,31)	-32,695 (-1,29)
Beobachtungen	198	186
R^2	0,41	0,35
F-Test	12,52	8,35

Tabelle 4 zeigt die Parameter der Wertefunktionen für Artenvielfalt im Studien- und Politikort auf der Basis der zweistufigen Heckman-Schätzungen. Insbesondere das Einkommen der Befragten

erhöht signifikant positiv die Zahlungsbereitschaft für die Artenvielfalt. Dabei ist jedoch der geschätzte Einkommenskoeffizient in der Region S nahezu doppelt so hoch wie in Region P. Wenn allerdings die unterschiedlichen Niveaus für Einkommen und Zahlungsbereitschaft berücksichtigt werden, revidieren sich diese Verhältnisse. So liegt die Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt ($b \cdot \bar{y} / \bar{x}$) in Region S um 52% höher als in Region P, d.h. bei Erhöhung des durchschnittlichen Einkommens um 10% erhöht sich die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt in Region S um 7,6% und in Region P um 5,0%.

Als weitere wichtige Einflussgröße der Zahlungsbereitschaft konnte die Umwelteinstellung identifiziert werden. So verringert sich die Zahlungsbereitschaft erheblich (-72,4 DM bzw. -88,53 DM je Haushalt und Jahr), wenn das Umweltbewusstsein geringer ist, bzw. der Umwelteinstellungsindex um eine Einheit ansteigt.

Die weiteren sozio-ökonomischen und sonstigen Variablen der Wertefunktionen für Artenvielfalt zeigen je nach Ort unterschiedliche Bedeutungen für die Zahlungsbereitschaft. So haben Mehrgenerationenhaushalte, Befragte mit Präferenzen für Radfahren, die Spendenbereitschaft im Studienort einen signifikant positiven Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft, im Politikort dagegen ist kein statistischer Zusammenhang nachzuweisen. Demgegenüber haben höhere Umweltinformationen und höherer Bildungsstand im Politikort einen statistisch nachweisbaren Einfluss auf die Zahlungsbereitschaftshöhe der Befragten.

Nach der Ermittlung der Wertefunktionen für den BT wird im Folgenden analysiert, inwieweit die beiden Methoden zu unterschiedlichen Transfer-Fehlern führen. Der Befund ist in Tabelle 5 aufgeführt.

Direkter Benefit Transfer (DBT)

Wie die Tabelle 5 verdeutlicht, führte der DBT vom Studienort auf den Politikort zu einem absoluten Fehler von 18,95%, d.h. der gemessene Mittelwert der Zahlungsbereitschaft in der Region P von 121,33 DM je Haushalt und Jahr wurde bei dieser einfachen Art des BT – also der Übertragung des Wertes aus dem Studienort in Höhe von 144,32 DM - um 19 % überschritten.

Benefit Funktionen Transfer (BFT)

Weiterhin zeigt Tabelle 5, dass der BFT, d.h. die Verwendung der im Studienort ermittelten Wertefunktion auf den Politikort, mit 7,97 % bzw. 7,14 % einen geringeren absoluten Fehler beinhaltet.

Tabelle 5: Benefit Transfer Fehler beim Transfer von Umweltgüterwerten für Artenvielfalt vom Studienort S zum Politikort P

	Studienort S	Politikort P	
	$W\hat{T}P_i^S$	$W\hat{T}P_i^P$	BT Fehler
1. Direkter Benefit Transfer	144,32	144,32	+ 18,95 %
2. Benefit Funktionen Transfer (BFT)			
2.1 BFT I	148,22	131,00	+ 7,97 %
2.2 BFT II	129,85	129,99	+ 7,14 %
(beobachtete WTP)	(144,32)	(121,33)	

Anmerkungen: $W\hat{T}P_i^S$ = Zahlungsbereitschaft von Individuum i in Region S nach Schätzungsgleichung der Region S; $W\hat{T}P_i^P$ = geschätzte Zahlungsbereitschaft von i in Region P auf Basis der Schätzungsgleichung der Region S. BFT I = Benefit Funktionen Transfer mit den Variablen Einkommen, Umwelteinstellung, Haushaltstyp, sozialer Status, Umweltinformationen, Bildungsstand, Radfahraktivität, Spendenbereitschaft, Zustimmung eines Artenvielfaltfonds, Mills Ratio. BFT II = Benefit Funktionen Transfer mit den Variablen Einkommen, sozialer Status und Umwelteinstellung.

Es bleibt festzuhalten, dass der Transfer-Fehler deutlich auf unterhalb von 8% sinkt, wenn ein BFT anstelle eines DBTs erfolgt und Schätzwerte der Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt in Region P auf Basis der Wertefunktion des Studienortes und der beobachteten Kontrollvariablen im Politikort abgeleitet werden. In welchem Ausmaß sich der Transfer-Fehler verringert, hängt von den jeweils zur Verfügung stehenden Kontrollvariablen in den Orten ab. Entscheidend ist weniger die Anzahl der einbezogenen Kontrollvariablen, sondern, ob hochsignifikante Kontrollvariablen überhaupt in entsprechender Güte zur Verfügung stehen. So wurden in die Wertefunktion BFT I insgesamt 10 exogene Variable einbezogen, in die Funktion BFT II dagegen nur drei. Der BT Fehler verringerte sich, weil nur die hochsignifikanten Variablen Einkommen, Umwelteinstellungen und Haushaltstyp einbezogen wurden.

3.3 Validitätsergebnisse des Benefit Transfers zur Artenvielfalt

Der BT kann auf verschiedene Arten getestet werden. Hier wird dem Vorschlag von Bergland et al. (1998) und Brouwer und Spaninks (1999) gefolgt und die in Tabelle 1 bereits dargestellten vier Hypothesen (H1 bis H4) getestet. Danach kann der jeweilige BT durchgeführt werden, wenn die in Tabelle 6 angegebenen Nullhypothesen (H_0) nicht abgelehnt werden können. Eine Nichtablehnung bzw. eine Bestätigung der Nullhypothesen bedeutet, dass z.B. statistisch ähnliche mittlere Umweltwerte, Verteilungen der Umweltwerte und Dimensionen der Einflussfaktoren auf die Umweltwertefunktionen in beiden Orten vorliegen. Erst anhand dieser statistischen Testergebnisse

kann entschieden werden, ob eine Übertragung von Umweltwerten vom Studienort auf den Politikort zulässig und damit sinnvoll ist.

Zuerst wurden die Ergebnisse des BT auf Basis des DBTs getestet. Die Ergebnisse des t-Tests, U-Tests und KS-Tests in Tabelle 6 zeigen, dass die Nullhypothese nicht zurückgewiesen werden kann und daher statistisch von der Gleichheit der Mittelwerte der Zahlungsbereitschaften in beiden Orten ausgegangen werden kann. Weiterhin deutet laut KS-Test auch die Verteilung der Mittelwerte daraufhin, dass beide Mittelwerte der gleichen Grundgesamtheit entstammen. Da von statistisch gleichen Werten ausgegangen werden kann, ist in diesem Fall der BT sogar auch auf Basis des DBTs grundsätzlich möglich.

Tabelle 6: Testergebnisse des Benefit Transfer (direkter Benefit Transfer, Benefit Funktionen Transfer) vom Studienort S auf den Politikort P

Nullhypothese (H_0)	Test- verfahren	Test- Ergebnis	Zurückweisung der Nullhypothese
Testhypothese 1 (H1): Gleiche mittlere Werte in S und P (DBT)			
$H_0: \overline{WTP}_P = \overline{WTP}_S$	t-,U-Test	1,47, -1,05	Nein, Nein
$H_0: \text{Verteilung } \overline{WTP}_P = \text{Verteilung } \overline{WTP}_S$	KS-Test	0,733	Nein
Testhypothese 2 (H2): Gleiche Wertefunktionen in S und P (BFT)			
$H_0: \hat{b}_P = \hat{b}_S$	Wald-Test	15,01	Nein
$H_0: \hat{\sigma}^2_P = \hat{\sigma}^2_S$	Wald-Test	10,74	Nein
Testhypothese 3 (H3): Wertefunktionen in S und P entstammen gepoolter Wertefunktion (BFT)			
$H_0: \hat{b} = \hat{b}_P = \hat{b}_S$	Wald-Test	16,68	Nein
$H_0: \hat{\sigma}^2 = \hat{\sigma}^2_P = \hat{\sigma}^2_S$	Wald-Test	12,15	Nein

Anmerkungen: WTP = durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für Artenvielfalt am Studienort S oder Politikort P. \hat{b} = Koeffizient der Schätzgleichung im Ort S oder Ort P oder im gepoolten Sample beider Orte. KS = Kolmogorov-Smirnov-Test als Test auf Gleichheit der Verteilung. Wald-Test = Test auf Gleichheit der Regressionskoeffizienten und der Varianz.

Zusätzlich sind die Ergebnisse der getesteten Hypothesen 2 und 3 (H2, H3) für den BFT in Tabelle 6 dargestellt. Ebenso wie die Testergebnisse beim DBT zeigen auch hier die durchgeführten Tests (Wald-Test), dass die Zurückweisung der Nullhypothese nicht erfolgen kann, es sich also im Falle des Studienortes S und des Politikortes P um gleiche Grundgesamtheiten handeln dürfte.

Demnach wäre in diesem Anwendungsbeispiel neben dem DBT auch eine Übertragung der Wertefunktion des Studienortes auf den Politikort grundsätzlich zulässig. Da wie oben gezeigt

wurde, der Transferfehler beim DBT mit 18,95% deutlicher höher liegt als der Transferfehler bei Anwendung des BFTs mit 7,97% bzw. 7,14 % ist anzuraten, letzteres Verfahren in der Wertermittlung für regionale Artenvielfalt anzuwenden. Folglich ist der BFT bei relativ ähnlichen soziodemographischen Verhältnissen und Umweltbewusstsein sowie zu bewertenden Umweltgütern eine Methode, die eine schnelle und kostengünstige Bewertung von Umweltgütern auch in der Bundesrepublik erlaubt.

4. Schlussfolgerungen

Der Literaturüberblick zum BT zeigt, dass trotz einer Vielzahl von empirischen Anwendungen die Validität des BT nach wie vor umstritten ist. Je nach Güte der zugrundeliegenden Studien wurden Transfer-Fehler, also fehlerhafte Umweltbewertungen zwischen 1 und über 400 % gefunden. Einige Forschungsarbeiten (u.a. Boyle und Bergstrom, 1992) formulierten daher Kriterien für die Auswahl von Ausgangsstudien als Grundlage des BT und Anforderungen an die Bewertungssituation. Weiterhin wurden eine Reihe von Validitätstests vorgeschlagen, um die Güte der Umweltbewertung mit BT zu überprüfen (u.a. Brouwer und Spaninks, 1999).

Anhand dieser Eignungskriterien und Validitätstests wurde hier ein erstes Anwendungsbeispiel der Umweltbewertung mittels des BTs für die Bundesrepublik vorgestellt. Dazu wurde die Übertragung von Umweltgüterbewertungen von einem Ort auf einen anderen Ort, am Beispiel zweier hessischer Gemeinden, analysiert. Der Analyse liegen die im Rahmen einer 1999 durchgeführten kontingenten Bewertungsmethode ermittelten Umweltgüterwerte für Artenvielfalt zugrunde. Die Ergebnisse des hier vorgestellten Anwendungsbeispiels bestätigen teilweise die Befunde ähnlicher Studien anderer Länder (vgl. Tabelle 2).

- (1) Grundsätzlich ist die Übertragung der Umweltgüterwerte für Artenvielfalt von einer auf eine andere Gemeinde laut der durchgeführten statistischen Tests möglich. Dies gilt sowohl für den Transfer von Mittelwerten der Zahlungsbereitschaft (direkter Benefit Transfer) als auch für den Transfer von der in dem Studienort ermittelten Wertefunktion auf den Politikort P (Benefit Funktionen Transfer).
- (2) Der absolute Fehler liegt beim direkten BT bei 19%. Der statistisch abgesicherte Transfer von Benefit Funktionen führt zu einem absoluten Transferfehler von weniger als 8%. Dies bestätigt die in der Literatur formulierte Hypothese, dass der Benefit Funktionen Transfer die bessere Methode des BTs ist, weil zusätzliche Kontrollvariablen der Region, wie die Charakteristiken des Umweltgutes und der Bevölkerung sowie Unterschiede in den sonstigen örtlichen Gegebenheiten, berücksichtigt werden können.

- (3) Die Ergebnisse zeigen demnach, dass der Benefit Funktionen Transfer bei relativ ähnlichen soziodemographischen Verhältnissen, Umweltbewusstsein sowie zu bewertenden Umweltgütern eine schnelle und kostengünstige Bewertung von Umweltgütern auch in der Bundesrepublik erlauben dürfte.
- (4) Wie die Ergebnisse zeigen, ist eine wesentliche Voraussetzung für diese vereinfachte Art der Umweltbewertung die Erfassung der Umwelteinstellung bzw. des Umweltbewusstseins. Wenn diese grundsätzlichen Einstellungen in Politikorten mittels Stichprobenbefragungen erfasst werden, dann steigt die Güte des BTs und damit der Umweltbewertung.

Insgesamt lassen die Analyseergebnisse den Schluss zu, dass der Transfer von Umweltgüterbewertungen unter den hier beschriebenen optimalen Bedingungen sowohl statistisch zulässig ist, als auch zu geringen Transfer-Fehlern führt. Damit ist aber erst ein Minimalkriterium für die Validität von Benefit Transfers erfüllt. Die Ergebnisse aus der Literatur unter weniger optimalen Bedingungen legen eine sehr vorsichtige Übertragung von Umweltwerten und Wertefunktionen nahe. Dies ist bei Hochrechnungen von Umweltgüterbewertungen zwecks Internalisierung oder Honorierung ökologischer Leistungen, wie beispielsweise die Gesamtbewertung der Erholungsfunktion des deutschen Waldes (vgl. Elsasser 2001), zu berücksichtigen.

Eine Erweiterung der hier präsentierten Analyseergebnisse scheint besonders in zwei Bereichen wichtig zu sein. Erstens sollte durch den Einbezug weiterer Regionen die Robustheit der Ergebnisse überprüft werden. Dies wird im englischsprachigen Raum unter dem Begriff der "multisite studies" diskutiert. Hierdurch wäre es zweitens auch möglich, unterschiedliche Charakteristiken des Umweltgutes in der Bewertungsfunktion besser zu berücksichtigen und damit die Anwendungsmöglichkeiten des BTs zu erhöhen. Erste Ergebnisse hierzu lassen eine Senkung des Transfer-Fehlers erwarten.

Literaturverzeichnis

Ahlheim, M. und W. Buchholz (2000). WTP or WTA – Is that the Question? – Reflections on the Difference between “Willingness To Pay” and “Willingness To Accept”. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 23. Jg., 2/2000, Juni 2000, S.253-272.

Ahlheim, M. und U. Lehr (2000). “Nutzentransfer: Das Sparmodell der Umweltbewertung.” Diskussionsschrift: 1-26.

- Arrow, K., R. Solow, P. Portney, E. Leamer, R. Radner und H. Schuman (1993). Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Washington, National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Bergland, O., K. Magnussen und S. Navrud (1998). "Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability." Discussion paper: 1-18.
- Bergstrom, J. C. (1996). "Current Status of Benefits Transfer in the U.S.: A Review." Diskussion paper: 1-16.
- Bhat, G., J. C. Bergstrom und M. J. Bowker (1997). "An Ecoregional Approach to Benefit Transfer." Discussion paper: 1-20.
- Bowker, M. J., D. B. K. English und J. C. Bergstrom (1997). "Benefits Transfer and Count Data Travel Cost Models: an Application and Test of a Varying Parameter Approach with Guided Whitewater Rafting." Discussions paper: 1-25.
- Boyle, K. J. und J. C. Bergstrom (1992). "Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism." *Water Resources Research* **28**(3): 657-663.
- Brookshire, D. S. und H. R. Neill (1992). "Benefit Transfer: Conceptual and Empirical Issues." *Water Resources Research* **28**(3): 651-655.
- Brouwer, R. (2000). "Environmental value transfer: state of the art and future prospects." *Ecological Economics* **32**.
- Brouwer, R. und F. A. Spaninks (1999). "The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing." *Environmental and Resource Economics* **14**(1): 95-117.
- Cicchetti, C. A., A. Fisher und K. V. Smith (1976). "An econometric evaluation of a generalized consumer surplus measure: The Mineral King controversy." *Econometrica* **44**: 813-827.
- Costanza, R., R. Darge, R. Degroot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. Oneill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton und M. Vandenbelt (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital." *Nature* **387**(6630): 253-260.
- Desvousges, W. H., M. C. Naughton und G. R. Parsons (1992). "Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefit Using Existing Studies." *Water Resources Research* **28**(3): 675-683.
- Downing, M. und T. J. Ozuna (1996). "Testing the Reliability of the Benefit Funktion Transfer Approach." *Journal of Environmental Economics and Management* **30**(21): 316-322.

- Eade, J. D. O. und D. Moran (1996). "Spatial Economic Valuation: Benefit Transfer using Geographical Information Systems." *Journal of Environmental Management* **48**: 97-110.
- Elsasser, P. (2001). "Der ökonomische Wert der Wälder in Deutschland für die Naherholung: "Ein Benefit Function Transfer" - Schätzung." *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 24(3): 417-442.
- Getzner, M. (2001). Zur Bewertung von Biodiversität als produktive Ressource. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht* 24. Jg., 1/2001, März 2001, S.143-171.
- Halstead, J. M., B. E. Lindsay und C. M. Brown (1991). Use of the Tobit Model in Contingent Valuation: Experimental Evidence from the Pemigewasset Wilderness Area. *Journal of Environmental Management* 33, 79-89.
- Hellerstein, F. A. (1997). "Calibrating Benefit Funktion Transfer to Assess the Conservation Reserve Program." *American Journal Agricultural Economics* **79**: 151-162.
- Kirchhoff, S., B. G. Colby und J. T. Lafrance (1997). "Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry." *Journal of Environmental Economics and Management* **33**: 75-93.
- Loomis, J. (1992). "The Evolution of a More Rigorous Approach to Benefit Transfer: Benefit Function Transfer." *Water Resources Research* **28**(3): 701-705.
- Loomis, J., B. Roach, F. Ward und R. Ready (1995). "Testing transferability of recreation demand models across regions: A study of Corps of Engineer reservoirs." *Water Resources Research* **31**(3): 721-730.
- Lovett, A. A., J. S. Brainard und I. J. Bateman (1997). "Improving Benefit Transfer Demand Functions: A GIS Approach." *Journal of Environmental Management* **51**: 373-389.
- Moran, D. (1999). "Benefit Transfer and Low Flow Alleviation: What Lessons for Environmental Valuation in the UK?" *Journal of Environmental Planning and Management* **42**(3): 425-436.
- Morrison, M. und J. Bennett (2000). "Choice Modelling, Non-use Values and Benefit Transfer." *Economic Analysis & Policy* **30**(1): 13-32.
- Müller, M., P. M. Schmitz, H. D. Thiele und T. C. Wronka (2001). "Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung der Landnutzung in peripheren Regionen." *Berichte über Landwirtschaft* **79**(1): 19-48.
- NOAA (1996). Natural Ressource Damage Assessments, Final Rule.

Scarpa, R. (2000). "Contingent valuation versus choice experiments: Estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland: Comment." *Journal of Agricultural Economics* **51**(1): 120-126.

Scarpa, R., S. M. Chilton, W. G. Hutchinson und J. Buongiorno (2000). "Valuing the recreational benefits from the creation of nature reserves in Irish forests." *Ecological Economics* **33**(2): 237-250.

Wronka, T. C. (2001). *Protestantworten - theoretischer Hintergrund, empirischer Befund und Lösungsstrategien. Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*. P. Elsasser und J. Meyerhoff. Marburg, Metropolis Verlag.

Summary

This paper examines the possibilities and limits of a cost and time efficient environmental valuation technique. The so called benefit transfer (BT) derives values for environmental commodities for a policy site by transferring them from a study site. The overview of the BT literature shows a low empirical validity, maximum transfer errors exceeding 400%, and unidentified criteria for successful applications. A first German BT application to determine the value of regional biodiversity in two regions on the basis of the contingent valuation method is presented. In comparison to several international studies the validity of this BT application is confirmed due to regional similarities of the evaluated environmental good, important socio-demographic variables and environmental attitudes. The transfer errors are low and show that the transfer of benefit function (8%) performs much better than the direct benefit transfer (19%). According to these results it is concluded that BT is a suitable method for a simplified environmental valuation in Germany.

Autoren:

Dr. Holger D. Thiele, wiss. Mitarbeiter am Wissenschaftszentrum Weihenstephan (WZW), Dep. für Wirtschafts- u. Sozialwissenschaften, c/o Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaus, Technische Universität München, Alte Akademie 14, 85350 Freising-Weihenstephan, Tel.: 08161-71 3410, Fax: 08161-71 4426, E-mail: hthiele@food-econ.uni-kiel.de

Dipl.-Ing. agr. Tobias C. Wronka, wiss. Mitarbeiter am Institut für Agrarpolitik und Marktforschung, Professur für Agrar- und Entwicklungspolitik, Justus-Liebig-Universität Gießen, Diezstrasse 15, 35390 Gießen, Tel.: 0641-99 37 066, Fax: 0641-99 37069, E-mail:

Tobias.C.Wronka@agrار.uni-giessen.de