

3. Methodische Grundlagen der Bewertung von Umwelteffekten

3.1 Nutzen-Kosten-Analyse und Umwelteffekte

Bei großen Infrastrukturprojekten nimmt der Faktor Umwelt, verstanden als Atmosphäre, Land, Fauna und Flora, einen besonderen Stellenwert ein. In erster Linie denkt man hier an die negativen Begleiterscheinungen, wie etwa der Zerstörung der Umwelt infolge von weiträumigen baulichen Maßnahmen. Aber es finden sich auch positive Aspekte, wenn etwa großräumige Umgehungsstraßen oder Tunnelprojekte angegangen werden, wodurch Biotope erhalten oder besser geschützt werden können. Daneben zeigt sich aber auch, daß bei der finanziellen Ausstattung von Infrastrukturprojekten mehr und mehr Finanzmittel explizit für die Erhaltung und sogar die Neuschaffung von Biotopen bereitgehalten werden. In welche Richtung auch immer Infrastrukturprojekte auf die Umwelt einwirken, bei nutzen-kosten-analytischer Betrachtung sind diese in entsprechender Weise zu berücksichtigen - sie sind im Hinblick auf die gesellschaftliche Wohlfahrt entscheidungsrelevant.

In diesem Zusammenhang steht der Analytiker vor dem generellen Problem, diese Effekte geeignet zu bewerten. Entsprechend einem der zentralen Grundprinzipien der Nutzen-Kosten-Analyse, der *Konsumenten-* bzw. der *Bürgersouveränität*, ist für positive wie auch für negative Umwelteffekte deren Bewertung auf der *Konsumenten-* oder der *Bürgerebene* zu ermitteln.

3.2 Die Bewertungsproblematik bei Umwelteffekten

3.2.1 Externe Effekte, öffentliche Güter und fehlende Marktbewertung

Umwelteffekte können als *externe Effekte* oder als *öffentliche Güter* beschrieben werden, je nachdem, ob sie unbeabsichtigt oder beabsichtigt bereitgestellt werden. Für beide gilt, daß sie nicht über Märkte gehandelt und verteilt werden. Es lassen sich für sie demnach auch keine Marktpreise angeben, welche ansonsten die Wertschätzung der Konsumenten von Umwelteffekten angeben. Der Grund für dieses sogenannte Marktversagen liegt im rationalen Verhalten der Akteure begründet. Im freien Wettbewerb nämlich wird beispielsweise der Verursacher negativer externer Effekte nicht

bereit sein, die Kosten der Verursachung zu übernehmen, die dann andere, die Betroffenen, zu tragen haben. Entsprechend sind bei positiven externen Effekten oder öffentlichen Gütern die Nutzer nicht bereit, ein Entgelt hierfür zu entrichten, da jeder die bereitgestellte Menge im vollen Ausmaß nutzen kann (Nichtrivalität) und von der Nutzung auch nicht ausgeschlossen werden kann (Nichtausschlußprinzip). Das Fehlen von Märkten für öffentliche Güter und externe Effekte ist also dahingehend zu interpretieren, daß die Gesellschaftsmitglieder nicht bereit sind, wie auf dem Markt üblich, ihre Zahlungsbereitschaft hierfür ohne weiteres zu äußern. Bei der Analyse der gesellschaftlichen Wohlfahrt sind aber nicht nur über Märkte gehandelte Güter und Dienstleistungen relevant, sondern auch externe Effekte und öffentliche Güter.

Das Fehlen einer Marktbewertung für öffentliche Güter und externe Effekte verhindert es zunächst einmal, daß diese in die Bewertung der Vorteilhaftigkeit von Maßnahmen und Projekten eingehen. Alle anderen Effekte nämlich können anhand ihrer Marktbewertung als Opportunitätskosten oder als Konsumentenrente zu einem Gesamtmaß der Wohlfahrtsänderung und damit zu einer Gesamtaussage aggregiert werden. Damit diese aussagekräftig und auch korrekt ist, gilt es, die externen positiven wie auch negativen Effekte zu berücksichtigen, nicht zuletzt auch deshalb, weil diese, zum einen, sehr oft von großer Relevanz und Intensität sind und, zum anderen, weil der Output oder das Ziel öffentlicher Projekte in vielen Fällen selbst den Charakter eines öffentlichen Gutes aufweist.

3.2.2 Grundsätzliche Möglichkeiten der Berücksichtigung von Umwelteffekten in einer NKA

Diese große Bedeutung, welche die Umwelt in Form von externen Effekten und/oder öffentlichen Gütern für die Entscheidung über öffentliche Projekte aufweist, macht es notwendig, genau darüber nachzudenken, wie man diese Effekte in eine Nutzen-Kosten-Analyse integrieren kann. Hierzu gibt es mehrere Möglichkeiten:

- (1) Zum ersten kann man auf alle Umwelteffekte *verbal* hinweisen und diese Auflistung dann als Anhang zu einer Nutzen-Kosten-Analyse beifügen.

- (2) Zum zweiten kann man versuchen, die Umweltwirkungen *mengenmäßig* oder in *physikalischen* Größen zu erfassen.
- (3) Zum dritten kann eine wertmäßige, d. h. *monetäre Erfassung* der Umwelteffekte angestrebt werden, wobei diese dann direkt in ein umfassendes Nutzen-Kosten-Kalkül Eingang finden kann.

Ohne Zweifel ist die Alternative (3) in bezug auf die Bewertung der gesellschaftlichen Wohlfahrtsveränderung gegenüber den anderen beiden Ansätzen zu bevorzugen. Allerdings ist sie – wie erwähnt – auch mit erheblichen Problemen konfrontiert, da sich eine entsprechend korrekte monetäre Bewertung von Umwelteffekten nicht ohne weiteres finden läßt. Bezüglich der praktischen Umsetzung sind demnach Alternativen 1 und 2 im Vorteil, da sie – zumindest auf den ersten Blick – ohne monetäre Bewertung der Effekte auskommen. Andererseits können die Ansätze 1 und 2 zum einen nur unter besonderen Umständen zu hinreichend guten Ergebnissen führen, zum anderen werden in beiden Fällen oft implizit monetäre Bewertungen vorgenommen oder vorgegeben, ohne daß man diese auf der Grundlage ausgewiesener Daten nachvollziehen kann. Versuchen wir diese Argumentation im folgenden noch zu vertiefen.

Verbales Addendum zur Nutzen-Kosten-Analyse

Der letztgenannte Kritikpunkt gilt insbesondere für Ansatz (1), wenn die als intangible Effekte im Anhang zu einer Nutzen-Kosten-Analyse ausgewiesenen Drittwirkungen auf nicht exakt nachprüfbarer Weise in die politische Entscheidungsfindung eingehen. Auf zwei Möglichkeiten einer solchen implizit vorgenommenen Entscheidung möchten wir hinweisen:

- a) Man kann zum ersten sicherlich davon ausgehen, daß bei einem verbalen Addendum zur Nutzen-Kosten-Analyse das entscheidungsfindende politische Organ aufgrund der verbal formulierten Umwelteffekte eine eigene, subjektive Bewertung derselben vornimmt, um zu einer vertretbaren politischen Entscheidung zu kommen. Es wird dann abgewogen, ob die zunächst ohne Berücksichtigung der Umwelteffekte ermittelte ökonomische Vorteilhaftigkeit bzw. Nachteiligkeit eines Projekts durch die zusätzliche Beachtung der Umwelteffekte in Zweifel zu ziehen ist oder nicht. Dies würde bedeuten, daß bei einer Nichtrealisation (Realisation) des Projektes der negative

Umwelteffekt implizit größer (kleiner) als die Nutzen-Kosten-Differenz bewertet wird. Hier fließt also primär die spezifische Einschätzung der Entscheidungsträger und nicht diejenige der Gesellschaft in die Analyse ein – und beide werden wohl nur zufällig miteinander übereinstimmen.

- b) Die zweite Vorgehensweise, die bei negativen Umweltwirkungen eines Projekts vorgeschlagen wird und auch implizit zur Anwendung kommt, versucht die verbal formulierten Umwelteffekte mit einem sogenannten *„safe minimum standard“* (Hackl 1997; Hanusch 1994; Hampicke 1992) zu vergleichen. Dieser soll vor allem irreversible Folgen eines Infrastrukturprojektes für die Umwelt verhindern helfen. Ein derartiger Standard kann beispielsweise darin bestehen, daß infolge der Auswirkungen des betrachteten Projektes keine Tier- und keine Pflanzenart aussterben darf. Dabei wird zunächst unabhängig vom rein ökonomischen Vorteilsvergleich entschieden, ob das Projekt diesen Standard auch erfüllt. Ist dies der Fall, dann wird in einer zweiten Analyse der ökonomische Vorteilsvergleich durchgeführt. Werden andererseits die Umweltstandards nicht eingehalten, dann wird eine rein ökonomische Nutzen-Kosten-Analyse auch nicht mehr angegangen und das Projekt nicht weiter verfolgt.

Diese Vorgehensweise zeichnet sich vor allem dadurch aus, daß ökologische Aspekte bis zu einem gewissen Grad als vorrangig gegenüber ökonomischen Erwägungen eingestuft werden. Letzten Endes impliziert eine solche Einstellung dann, daß bei einem Nichterreichen des *„safe minimum standard“* der ökonomische Wert der (für den jeweiligen Fall relevanten) Umwelt als unendlich groß angenommen wird. Wird der Standard jedoch eingehalten, dann sinkt der implizite Wert der Umwelt sofort von unendlich auf Null beziehungsweise auf Werte, die man mit Hilfe von bestimmten Verfahren ermitteln kann – etwa so wie dies Möglichkeit (3) vorschlägt.

Eine weitere Frage, die sich hier sofort aufdrängt, betrifft die Art und Weise, wie diese *„safe minimum standards“* gebildet werden. Sollten sie wirklich die Einschätzung der Gesellschaft widerspiegeln, dann befindet man sich auf sicherem Terrain, sonst aber nicht. Aber auch hier darf man natürlich anzweifeln, ob öffentliche Entscheidungsträger, die *„safe minimum standards“* setzen, stets die wirkliche Einschätzung der Bevölkerung kennen.

Unserem Argument, daß *„safe minimum standards“* der Umwelt einen unendlich hohen Wert zuweisen, könnten die Befürworter dieser Methode nun entgegenhalten, daß man die Opportunitätskosten des *„safe minimum standards“* natürlich angeben könne. Diese entsprächen näm-

lich gerade dem Nettonutzen des angestrebten Projekts. Doch bei dieser Argumentation würde sich, sozusagen, "die Katze in den Schwanz beißen", denn die Opportunitätskosten des Standards werden hier gerade so angegeben, daß nichts mehr für eine Projektrealisierung spricht; der aggregierte Nettonutzen wird also gerade auf Null herunter gerechnet. Eine unverzerrte Bestimmung von Opportunitätskosten liegt demnach in Wirklichkeit gar nicht vor, sie wird lediglich als solche vorgetäuscht. Und letztendlich bleibt es für das negative Ergebnis des Nutzen-Kosten-Vergleichs gleich, ob man für die Umwelt einen unendlich hohen Wert implizit annimmt, ob man die Opportunitätskosten eines Standards vom Ergebnis (Nicht-Vorteilhaftigkeit) her rechnet, oder auch irgendeinen Zwischenwert annimmt: Das Projekt wird nicht realisiert, das steht a priori fest.

Physikalische Erfassung von Umwelteffekten

Im Ansatz (2) werden die Umwelteffekte in physikalischen oder technischen Größen quantifiziert und damit mengenmäßig erfaßt. Diese Vorgehensweise ist sicherlich immer dann uneingeschränkt anwendbar, wenn man alternative Projekte diesbezüglich vergleichen kann und sich herausstellt, daß das unter ökonomischer Betrachtung bessere Projekt auch unter Umweltaspekten besser abschneidet.

Nehmen wir als Beispiel den staugestützten Ausbau Straubing-Vilshofen. Ihm steht als Alternative der Schienenverkehr gegenüber. Vergleicht man beide Alternativen, so kann man für die von der Schiene auf das Binnenschiff verlagerte Transportmenge schlußfolgern, daß - als Folge des deutlich geringeren Energiebedarfs beim Transport - der Kohlendioxidausstoß pro Tonnenkilometer durch das Binnenschiff geringer ist als beim Bahntransport. In bezug auf die Kohlendioxidemissionen ist hier also dem Binnenschiff der Vorzug zu geben. Sollte nun auch der rein ökonomische Vergleich für das Binnenschiff sprechen, so weisen die ökologische und die ökonomische Analyse in die gleiche (positive) Richtung und die rein mengenmäßige Erfassung der Umwelteffekte ist ausreichend.

Sollten sich freilich die Ergebnisse der ökologischen und der ökonomischen Analyse widersprechen – d.h. jede einen anderen Verkehrsträger als vorteilhaft ausweisen –, dann steht man wie bereits oben beim Ansatz (1) vor dem Problem, die ökologische und die ökonomische Bewertung miteinander zu verbinden. Es gelten dann hier die oben bereits gemachten Ausführungen entsprechend.

Daneben kommt es sicherlich nicht selten vor, daß bei verschiedenen Alternativen unterschiedliche Umwelteffekte auftreten, die man vielleicht noch nach verschiedenen Methoden zu messen hat. In unserem Beispielfall des staugestützten Ausbaus Straubing-Vilshofen wäre dabei an die Kohlendioxidemissionen in t, die Vernichtung des Auwaldes in km², die mögliche Ausrottung von Tier- und Pflanzenarten gemessen in biologischen Kennziffern, etc. zu denken. Nur dann, wenn diese Effekte im Alternativenvergleich alle eine Vorteilhaftigkeitsaussage in die gleiche Richtung zulassen, kommt man zu einer eindeutigen ökologischen Gesamtaussage. Ist dies nicht der Fall - beispielsweise wenn das Binnenschiff in bezug auf die Kohlendioxidemissionen gegenüber dem Schienentransport vorteilhafter ist, während die Bahn in bezug auf die Vernichtung von Auwald eindeutig besser abschneidet - , dann muß entweder ein (wie auch immer ermitteltes) Ranking der einzelnen Effekte angegeben werden oder aber es müssen die verschiedenen ökologischen Konsequenzen miteinander verrechnet werden. Beim Ranking gelten die Ausführungen zum "safe minimum standard" entsprechend. Eine gegenseitige Verrechnung physikalischer Größen läßt sich nur vornehmen, wenn diese in der gleichen Einheit gemessen sind und der Einfluß jeder dieser Einheiten auf die gesellschaftliche Wohlfahrt bekannt ist. Sollte man sich hierbei für eine nicht-ökonomische Bewertungsmethode entscheiden, dann gelten für das Gesamtmaß die oben bereits für Ansatz (1) getroffenen Aussagen.

Entscheidet man sich hingegen für ein ökonomisches Bewertungsverfahren, dann ist man mit anderenartigen Fragestellungen konfrontiert, wie sie etwa im Rahmen der *Nutzwert-Analyse* diskutiert werden. Die methodischen Schwierigkeiten die sich hieraus ergeben betreffen dann die Verknüpfung von Nutzen-Kosten-Analysen und Nutzwert-Analysen (Hanusch 1994). Wir wollen hierauf jedoch nicht weiter eingehen, sondern uns gleich den monetären Bewertungsverfahren im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analysen zuwenden.

Monetäre Bewertung von Umwelteffekten

Kommen wir zum Ansatz (3), bei dem eine monetäre Bewertung von Umwelteffekten angestrebt wird. Die Bewertung von externen Effekten und öffentlichen Gütern zielt hierbei darauf ab, die *individuelle Zahlungsbereitschaft* der Nutzer oder Betroffenen dieser Effekte zu ermitteln, also denjenigen Betrag herauszufinden, den ein Individuum dafür zu zahlen bereit wäre,

- damit der negative externe Effekt beseitigt wird,

- damit das öffentliche Gut bereitgestellt wird,
- damit der positive externe Effekt nicht abgestellt oder verhindert wird.

Bezogen auf die vorliegende Untersuchung bedeutet dies, daß man diejenigen Geldbeträge zu ermitteln versucht, welche die Bürger zu zahlen bereit wären, damit Auwald nicht zerstört wird, die Fließgeschwindigkeit der Donau nicht reduziert wird, seltene Tier- und Pflanzenarten nicht in Mitleidenschaft gezogen werden, u.ä.m. Die hierfür geäußerten individuellen Zahlungsbereitschaften über alle Betroffenen hinweg aggregiert, ergeben eine monetäre Bewertung der betrachteten Umwelteffekte, welche als Opportunitätskosten derselben in das Nutzen-Kosten-Kalkül Eingang finden können.

3.3 Verfahren zur monetären Bewertung von Umwelteffekten

Die Diskussion im vorangegangenen Abschnitt hat gezeigt, daß man einer monetären Bewertung von Umwelteffekten gegenüber anderen Verfahren eindeutig den Vorrang einzuräumen hat. Im folgenden sollen die Probleme, die mit einer derartigen monetären Bewertung verbunden sind und die Ansätze, die es in der Literatur gibt, dargestellt und diskutiert werden.

3.3.1 Grundsätzliche Überlegungen

Wir möchten mit einigen grundsätzlichen Fragestellungen beginnen, welche sich mit dem Problem der Präferenzen von Individuen für Umweltgüter und deren Beziehung zu monetären Wertansätzen befassen.

3.3.1.1 Zahlungsbereitschaften und Präferenzen

Das gängige Maß zur Bewertung von ökonomischem Nutzen ist die *Zahlungsbereitschaft*. Bei Gütern, für die ein Markt existiert, basiert die Entscheidung der Konsumenten auf einem Vergleich ihrer Zahlungsbereitschaft mit dem Preis des Gutes, das sie kaufen möchten. Sie werden sich immer dann für den Kauf des Gutes entscheiden, wenn ihre Zahlungsbereitschaft gleich oder größer ist als der

Preis, der auf dem Markt verlangt wird. Andernfalls wird kein Kauf vorgenommen. So betrachtet spiegelt eine Entscheidung, die auf Zahlungsbereitschaften basiert, die individuellen Präferenzen der Konsumenten für das betrachtete Gut wieder. Die Nachfragefunktion für dieses Gut gibt die Zahlungsbereitschaft der Konsumenten auf dem betrachteten Markt an. Kennt man also die Nachfragefunktion, so kennt man auch die Zahlungsbereitschaft und über diese die individuellen Präferenzen der Konsumenten für das betrachtete Gut.

Auf ähnliche Art und Weise könnte man nun vorgehen, um die Präferenzen der Konsumenten für Umwelt zu ermitteln. Man müßte in diesem Fall die *Nachfragefunktion der Konsumenten* für das Gut Umwelt kennen. Im Gegensatz zu den normalen Gütern des täglichen Gebrauchs ist allerdings für das Gut Umwelt eine Marktnachfragefunktion nicht feststellbar. Auf Verfahren, wie man diese Nachfragefunktion dennoch ermitteln kann, soll unten eingegangen werden. Zuvor jedoch soll kurz der Zusammenhang zwischen Wert der Umwelt und Zahlungsbereitschaft der Konsumenten hinterfragt werden.

3.3.1.2 Konsumentenpräferenzen, Zahlungsbereitschaften und der Wert der Umwelt

Eine ökonomische Bewertung der Nutzeffekte, die auf der Zahlungsbereitschaft basiert, mißt im Prinzip die Präferenzen der Konsumenten für eine *Veränderung des Umweltzustandes*. Das Abstellen auf die *Veränderungen* in der Umweltqualität impliziert wiederum, daß man im Prinzip keinen Wert der Umwelt an sich ermittelt. Vielmehr werden die Präferenzen der Konsumenten für *Umweltverbesserungen* oder *Umweltverschlechterungen* erfaßt.

Ein Beispiel mag dies verdeutlichen. Angenommen, ein höherer Standard der Luftqualität sorgt für eine Verbesserung der menschlichen Gesundheit, was in letzter Konsequenz zu einer Senkung der durchschnittlichen Mortalitätsrate führt. In diesem speziellen Fall ist der positive Umwelteffekt gleichbedeutend mit einer Verbesserung der Lebensqualität oder einer Erhöhung der Lebenserwartung. Allerdings, der ökonomische Wert dieses Nutzens gibt nicht den Wert des Lebens an sich an; vielmehr steht er für die Präferenzen der Konsumenten für ein gesünderes und längeres Leben. Dies bedeutet, daß Ökonomen niemals den Wert des Lebens oder der Umwelt an sich messen können. Was sie vielmehr zu ermitteln versuchen, ist ein Wert oder ein Maß für die Präferenzen der Konsu-

menten für ein gesünderes Leben oder für die Erhaltung oder Veränderung eines Umweltzustandes. Dieser Zusammenhang stellt eine wesentliche Grundlage für die ökonomische Bewertung von Umweltwirkungen und von Umweltqualität dar.

3.3.1.3 Grundprinzipien für die Bewertung von Umwelteffekten

Von diesen Grundüberlegungen ausgehend folgt die ökonomische Bewertung von Umwelteffekten den folgenden drei Grundprinzipien:

- (1) Die ökonomische Bewertung von Umwelt basiert alleine auf den *Präferenzen der Menschen oder der Konsumenten*. Es wird dabei angenommen, daß alle Aspekte von Umweltveränderungen von den Bürgern erkannt, bewertet und in monetären Einheiten ausgedrückt werden können.
- (2) Die individuelle Bewertung der Umwelteffekte ist *nicht zeitspezifisch* angelegt. Dies impliziert, daß bei den Individuen entweder eine vollkommene Voraussicht besteht oder aber, daß man die Unsicherheit, die in Umweltveränderungen verborgen ist, einfach negiert.
- (3) Probleme, die unter dem Stichwort "*Meritorik*" insbesondere in der Finanzwissenschaft diesbezüglich diskutiert werden, spielen hier keine Rolle. Das bewertende Individuum wird a priori als informierter, rational agierender und mündiger (souveräner) Bürger angesehen.

3.3.2 Methoden zur Ermittlung von individuellen Zahlungsbereitschaften

Unsere bisherigen Erörterungen bezogen sich auf methodische Grundlagen zur Bewertung von Umweltveränderungen. Dabei hat sich herausgestellt, daß die Bewertung von Umweltveränderungen auf der Basis von individuellen Zahlungsbereitschaften zu erfolgen hat. Allerdings, so wurde auch festgestellt, erfordert eine Messung mit Hilfe der Zahlungsbereitschaft Informationen über Preise und Nachfragefunktionen, welche, wenn überhaupt, nur unter größten Schwierigkeiten direkt zu beobachten sind.

Der Analytiker ist deshalb gezwungen, nach Techniken einer Bewertung zu greifen, die eine in aller Regel nicht mögliche unmittelbare Marktbewertung ersetzen können und die deshalb darauf abzielen, individuelle Zahlungsbereitschaften für Umweltgüter auf andere Weise als über den Markt zu ermitteln. In den letzten Jahren hat es diesbezüglich einige Fortschritte gegeben und so steht heute als Ersatz für die eigentlich erforderliche unmittelbare Marktbewertung bereits eine ganze Bandbreite von *mittelbaren Techniken* zur Verfügung, die für die Bewertung von Umweltgütern Anwendung finden können.

Diese einzelnen Verfahren sind in aller Regel nicht als Alternativen anzusehen, sondern ihre Verwendung ist jeweils abhängig von den spezifischen Umständen der Untersuchung. Eine alle Aspekte umfassende Methode ist bisher noch nicht entwickelt worden.

Die Literatur zu den mittelbaren Techniken der Eruiierung individueller Zahlungsbereitschaften im Zusammenhang mit Umweltgütern unterscheidet zumeist zwischen Techniken der *direkten* und der *indirekten* Bewertung. Sehen wir uns zunächst die indirekten Bewertungstechniken an.

3.3.2.1 Die indirekten Verfahren

Die Marktpreismethode

Wird durch eine Umweltveränderung die Verfügbarkeit von marktfähigen Outputs oder von marktfähigen Produktionsfaktoren verändert, so kann über die Mengen- und Wertveränderung dieser Güter indirekt eine Bewertung der Umweltveränderung vorgenommen werden. Dieses Verfahren beruht demnach darauf, daß die Umweltveränderung im direkten Zusammenhang steht mit einer Mehr- oder Minderversorgung marktbeurteilter Güter, etwa bei Ernteauffällen infolge einer Dürrekatastrophe. Im Falle der Gefährdung von Biotopen im Rahmen von Infrastrukturprojekten liegt ein solcher Zusammenhang allerdings nicht auf der Hand. Deshalb bietet sich diese Technik für unsere Untersuchung nicht an.

Bewertung über Alternativkosten

Bei diesem Verfahren (Seidenfus et al. 1971; Eckstein 1958) werden für den Wert der Umweltver-

änderung diejenigen Kosten angesetzt, die ohne diese Veränderung angefallen wären. Wird zum Beispiel durch eine neue rechtliche Regelung der Abgasausstoß von Fahrzeugen erheblich reduziert und dadurch die Luftqualität erheblich verbessert, dann kann man für diesen Nutzeffekt die Summe derjenigen Kosten ansetzen, die aufgrund der schlechteren Luftqualität im Fall ohne neue Regelung entstanden wären. Hierzu zählen beispielsweise die Kosten der ärztlichen Versorgung, die Reparaturkosten für Erosionen an Gebäuden, etc.

Dieses Verfahren bietet sich allerdings nur an, wenn die Kosten, die ohne Umweltveränderung anfallen würden, auch hinreichend genau ermittelt werden können. Für unsere Untersuchung ist dies allerdings zu bezweifeln. Beispielsweise würde eine Beibehaltung des IST-Zustandes am Donauteilstück Straubing-Vilshofen, aufgrund der unter 2.2 angesprochenen Problematik der Eintiefung der Donau, negative ökologische Folgen nach sich ziehen, die man hier als Alternativkosten anzusehen hätte. Beim Versuch diese zu ermitteln steht man wieder vor dem Problem der Bewertung einer Umweltveränderung, nämlich der monetären Bewertung des Eintiefungseffektes. Aus diesem Grund hilft die Bewertung über Alternativkosten bei unserer Untersuchung ebenfalls nicht weiter.

Die hedonische Methode – Veränderung von Besitzwerten

Die hedonische Methode (Hackl 1997; Rosen 1974) verwendet die Veränderung von Besitzwerten als Maß für die Umweltbewertung. Hierzu zählen Grundstücks- und Gebäudepreise sowie auch Mieten und Pachten. Die grundsätzliche Annahme, die diesem Verfahren zugrunde liegt, unterstellt, daß die Eigenschaften des Umweltgutes indirekt auf den Immobilienmärkten gehandelt werden.

Bei der Anwendung dieses Verfahrens ist allerdings vorsichtig vorzugehen. Zum ersten werden Marktpreise für Häuser und Grundstücke nicht allein durch die Eigenschaften des Angebots bestimmt, sie ergeben sich vielmehr aus dem Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage. Preisänderungen mögen daher zu einem nicht vernachlässigbaren Teil auf Nachfrageimpulsen beruhen, die in keinem Zusammenhang mit der Umweltveränderung stehen oder diesen sogar entgegenwirken, wenn man an Preissteigerungen bei Gewerbegrundstücken denkt, die auf Effekten einer besseren binnenschifffahrtlichen Anbindung beruhen.

Zum zweiten sollte man auch berücksichtigen, daß sich Umweltveränderungen aufgrund staatlicher Projekte keinesfalls ausschließlich auf die Qualität des Wohneigentums oder der Gewerbeansiedlung

auswirken. Sie können ebenso die Aufenthaltsbedingungen in Schulen, Krankenhäusern, Freizeiteinrichtungen und am Arbeitsplatz betreffen. Vor diesem Hintergrund stellen Wertveränderungen von Besitzrechten in aller Regel lediglich eine Untergrenze für die Schätzung des Wertes der Natur dar.

Zum dritten muß man vor dem Hintergrund unserer Untersuchung auch berücksichtigen, daß eine Wertänderung von Besitzrechten vor allem im näheren Einzugsgebiet des Donauteilstücks Straubing-Vilshofen auftritt, wodurch der Wertschätzung für den dortigen Naturzustand durch weiter entfernt lebende Bürger nicht Rechnung getragen wird. Aus den genannten Gründen erscheint die hedonische Methode für unsere Fragestellung ungeeignet.

Bewertung über Marktpreise schadenskompensierender Güter

Bei diesem Verfahren werden diejenigen Ausgaben ermittelt, die ein Haushalt aufzuwenden bereit ist, um die negativen Effekte einer Umweltveränderung zu vermeiden. Der Wert der Umweltveränderung ergibt sich demnach aus der Summe der Marktpreise für schadenskompensierende Güter (Hanusch 1994; Andel 1977). Diese lassen sich relativ leicht erheben. Allerdings ist hier nicht zu übersehen, daß die Kosten einer Schadenskompensation das wirkliche Ausmaß von negativen Umwelteffekten in der Regel nur unvollständig zu erfassen vermögen. Zu Unterbewertungen wird es vor allem dann kommen, wenn der Schaden durch die betroffenen Maßnahmen nur unvollständig kompensiert wird.

Die generelle Frage, die sich in unserem Zusammenhang stellt, betrifft die Anwendbarkeit dieses Verfahrens, wenn durch eine Infrastrukturmaßnahme Biotop zerstört werden. Eine Kompensation in diesem Fall würde bedeuten, daß an anderer Stelle ein gleichwertiges Biotop eingerichtet wird. Die Kosten dieser Maßnahme würden dann den Wert des vernichteten Biotops darstellen. Hierbei ist zum einen problematisch, inwieweit das vernichtete und das neu geschaffene Biotop tatsächlich gleichwertige Alternativen darstellen – dazu gehen die Meinungen stark auseinander. Daneben ist hierbei auch immer die Gefahr eines willkürlichen Ansatzes nicht ausgeschlossen.

Bewertung über komplementäre Privatleistungen – die Reisekostenmethode

Dieser Ansatz versucht, die Zahlungsbereitschaft der Konsumenten indirekt über Kostenkonsequenzen ihrer Wahlhandlungen zu ermitteln (Hackl 1997; Hanusch 1994; Clawson et al. 1966). Immer dann, wenn Entscheidungen, die Bürger für sich treffen, mit marktbeurteilten Komplementärkosten verbunden sind, kommt dieses Verfahren in Betracht und es läßt sich auf diese Weise der Wert, den

die Wahlhandlung für den Betreffenden hat, zumindest näherungsweise bestimmen.

Im gegebenen Zusammenhang sind derartige Wahlhandlungen zum Beispiel die Anfahrt, die Konsumenten auf sich nehmen, um ein bestimmtes Biotop zu besuchen. Die dabei entstehenden Anfahrtskosten, welche die Konsumenten aufzubringen bereit sind, stellen mithin - so läßt sich schlußfolgern - einen Näherungswert (Schattenpreis) für den individuellen Nutzen des besuchten Biotops dar. Aggregiert über alle Konsumenten ergibt sich dann der gesamte gesellschaftliche Nutzen des betrachteten Biotops.

Läßt sich die Anzahl der Besucher, die jeweils aus unterschiedlich weit entfernten Regionen anreisen sowie die Bevölkerungszahl in diesen Regionen ermitteln, so läßt sich die Reisekostenmethode noch erheblich verfeinern. Unter der Annahme gleicher Präferenzen von Region zu Region besteht dann sogar die Möglichkeit, Konsumentenrenten zu schätzen.

So elegant und aussagekräftig diese Methode auf den ersten Blick auch erscheinen mag, bei näherem Hinsehen lassen sich Schwächen nicht verleugnen. Der wohl gravierendste Einwand bezieht sich auf die Anfahrt und die damit verbundenen Kosten. Die Anfahrt selbst darf keinen Nutzen hervorrufen und die Fahrt darf nicht mehrere Zwecke zum Anlaß haben. Dies sind Voraussetzungen, die bei Freizeitfahrten zu einem Biotop sicherlich nicht zutreffen.

Aber auch wenn diese Probleme nicht greifen, in letzter Konsequenz läßt sich aus den Anfahrtskosten nur ableiten, daß die Konsumenten den Nutzen eines Biotops höher einschätzen als den erforderlichen finanziellen Komplementäraufwand, um das Biotop auch zu nutzen. Die Anfahrtskosten können daher in aller Regel nur eine *Untergrenze* für die Bewertung des Nutzens darstellen, sie sagen aber nichts über den tatsächlichen Nutzenumfang aus. Diese Schwäche ist insbesondere dann zu bedenken, wenn Konsumenten in unmittelbarer Nähe eines Biotops wohnen und ihnen daher keinerlei Anfahrtskosten (oder ähnliche Kosten) entstehen. Daraus zu schließen, daß der Nutzen deshalb auch entsprechend niedrig ist, wäre eine allzu große Folgerung.

Bei Rückgriff auf den verfeinerten Reisekostenansatz fällt die Methodenkritik zwar deutlich moderater aus, weil dieser Ansatz sich von vornherein darauf beschränkt, aus Entfernungsdifferenzen auf Konsumentenrentendifferenzen zu schließen, dafür sind aber häufig die Datenprobleme nicht lösbar.

Die zur Anwendung dieses Verfahrens notwendigen Daten stehen in aller Regel überhaupt nicht oder zumindest nicht in ausreichend repräsentativer Form zur Verfügung. Zudem müßte die Frage geklärt werden, inwieweit für ein bestimmtes Biotop wirklich in allen relevanten Regionen nahezu unterschiedslose Präferenzstrukturen vorliegen.

3.3.2.2 Die direkten Verfahren

Neben diesen als traditionell zu bezeichnenden Ansätzen, die auf indirektem Wege versuchen, Umweltgüter zu bewerten, hat sich in den letzten Jahren ein Ansatz entwickelt, der ursprünglich auf die Interview-Methode zurückgreift und daher auf *direkte* Weise die Bewertung von Umweltgütern anstrebt. Der Ansatz wird in der Literatur (Johansson 1993; Mitchell et al. 1990) als Methode der *contingent valuation* bezeichnet. Dieser Ansatz erlaubt es, einige der Schwachpunkte der indirekten Bewertungsansätze zu beseitigen. Zur Zeit stellt er den *state-of-the-art* bei der Bewertung von Umwelteffekten dar.

3.3.2.2.1 Kritik an den indirekten Ansätzen

Die indirekten Ansätze zur Bewertung der Nutzwirkungen von nicht marktfähigen Gütern oder externen Effekten weisen zwei gemeinsame Eigenschaften auf:

Zum einen wird die Zahlungsbereitschaft explizit oder implizit über Marktpreise ermittelt, wobei sich diese Preise entweder auf Veränderungen des Folgeoutputs oder auf zum eigentlichen Output substitutive oder komplementäre Güter oder Dienstleistungen beziehen, welche auf Märkten gehandelt werden. Zum anderen stellen die Ansätze ausschließlich auf die *tatsächliche Nutzung* eines Umweltgutes ab. Sie ermitteln somit Nutzwirkungen, welche Individuen dadurch erzielen, daß sie direkt Leistungen in Anspruch nehmen, welche von der Natur bereitgestellt werden. So ermittelt z.B. die Reisekostenmethode den Wert von Natur und Wildnis aus einer ganz engen Perspektive heraus, nämlich als deren Erholungswert für Menschen.

Natur und Umwelt weisen allerdings mehr als nur den Nutzungswert als Eigenschaft auf. So kann

z.B. der Wert der Wildnis nicht nur anhand des Erholungswertes für gegenwärtige Nutzer gemessen werden. Natur enthält vielmehr auch sogenannte *Nichtnutzungswerte*, und zwar in dem Maße, wie Individuen bereit sind, für die Naturerhaltung finanziell aufzukommen, um diese für zukünftige Generationen zu erhalten. Diese Nichtnutzungswerte können im Prinzip nicht durch Verfahren ermittelt werden, welche primär darauf abzielen, die *Zahlungsbereitschaft von Umweltnutzern* zu einem bestimmten Zeitpunkt, nämlich dem der *tatsächlichen Nutzung* zu ermitteln. Man wird damit in keinem Falle dem gesamten Eigenschaftsspektrum des Gutes Natur gerecht. Denn der Wert von Natur ist durch einen sehr langen, mehr als eine Generation betreffenden Zeithorizont gekennzeichnet, sowie durch erhebliche Unsicherheit und durch Irreversibilität, die wir gleich noch näher betrachten werden. Diese drei Eigenschaften trifft man bei Umweltgütern in aller Regel an.

Eine effektive Methode, um die Nutzwirkungen von Umwelt in komplexer Form zu erfassen, sollte darauf abzielen, nicht nur den Nutzungswert, sondern auch die Nichtnutzungswerte von Umwelt zu berücksichtigen. In diesem Zusammenhang stellt die sog. *contingent valuation Methode* eine allgemeine Bewertungstechnik dar, die insbesondere darauf abstellt, die Zahlungsbereitschaft für Umwelt im geforderten breiten Sinne zu erfassen. Bevor wir die einzelnen Elemente dieses Verfahrens vorstellen, soll zunächst auf die verschiedenen Nichtnutzungswerte eingegangen werden, die mit Umweltgütern verbunden sind.

3.3.2.2 Nutzungs- und Nicht-Nutzungswerte von Umwelt

In der umwelt- und ressourcenökonomischen Literatur (Hussen 2000; Johansson 1993) unterscheidet man bei den Nichtnutzungswerten für Umwelt drei unterschiedliche Komponenten, den *Optionswert*, den *Vererbungswert* und den *Existenzwert*:

- (a) Mit dem *Optionswert* beschreibt man eine Art von Versicherungsprämie, welche Individuen zu zahlen bereit sind, um in der Zukunft eine Option auf die Nutzung der Natur zu haben. So sind Individuen möglicherweise bereit, einen entsprechenden Betrag für die Erhaltung von Wildnis und für den Schutz von bestimmten Tierarten aufzuwenden; nicht deshalb, weil sie diese gegenwärtig auf eine bestimmte Art und Weise nutzen, sondern weil sie sich eine Opti-

on vorbehalten wollen, diese in der Zukunft nutzen zu können. Die Individuen handeln auf diese Art und Weise, weil sie sich *unsicher* darüber sind, ob das zukünftige Angebot und die zukünftige Nachfrage nach diesen Umweltgütern noch in gleichem Umfang und in gleicher Qualität vorhanden sein werden. Daher liegt die Berücksichtigung des Optionswertes von Natur immer dann nahe, wenn Unsicherheit über die zukünftige Entwicklung von Naturzuständen eine Rolle spielt.

- (b) Der *Vererbungswert* betrifft den Nutzen, den Individuen daraus ziehen, daß sie Umweltgüter für zukünftige Generationen erhalten. Genau genommen ist der Vererbungswert eine *intergenerationale Komponente des Optionswertes*. Der Vererbungswert erlangt in solchen Situationen seine besondere Bedeutung, in denen ein Umweltzustand als einmaliges und nicht wiederherstellbares (irreversibles) Gut betrachtet wird und zudem Unsicherheit über die Nachfrage zukünftiger Generationen besteht und/oder offen ist, ob die vorhandenen Umweltressourcen in der Zukunft überhaupt noch angeboten werden. Als Beispiele hierfür lassen sich Nationalparks, Regenwälder, Korallenriffe usw. anführen. Generell gilt, daß ein Vererbungswert oder eine Vererbungsnachfrage in dem Ausmaße existiert, wie die gegenwärtige Generation für die Erhaltung der Natur zum Zwecke der Nutzung durch zukünftige Generationen zu zahlen bereit ist.

Problematisch wird es mit dem Vererbungswert allerdings dann, wenn eine Betrachtung über einen entsprechend langen Zeitraum erfolgt und die in späteren Jahren anfallenden Nutzen sich im wesentlichen auf Personen beziehen, die erst dann und nicht schon heute leben. Ob es sich deshalb um eine Doppelerfassung handelt, wie manche kritische Autoren meinen, wenn man bei der eigenen Wertschätzung einen Nutzen für die potentiellen Nutzungsmöglichkeiten künftiger Generationen verspürt und deshalb entsprechend als Vererbungswert veranschlagt, obwohl in den zu berücksichtigenden späteren Jahren eben diese Nutzen der dann ja schon lebenden Generationen ohnehin berücksichtigt werden, oder ob es sich doch nicht um eine Doppelzählung handelt, ist umstritten und wartet noch auf eine Klärung.

Ein wesentliches Gegenargument lautet, daß künftige Generationen ja ihrerseits wiederum einen Vererbungswert empfinden. Ein anderes Gegenargument verweist mit Recht darauf, daß Altruismus, in Form des Eintretens für zukünftige Generationen, sich durchaus als ein eigen-

ständig empfundener Nutzen niederzuschlagen vermag.

- (c) Der *Existenzwert* betrifft den Nutzen, den Individuen daraus ziehen, daß Natur erhalten wird, so daß diese als Lebensraum für Tiere und Pflanzen fungieren kann. Mit anderen Worten, beim Existenzwert sind die Individuen bereit, dafür zu zahlen, daß die ökologische Integrität der natürlichen Umwelt erhalten bleibt – der Mensch sieht sich hier als Verwalter der Natur.

Die bisher kennengelernten Wertansätze für Umwelt lassen sich in eine allgemeine Systematik einbringen, die folgendermaßen aussieht:

$$\text{Gesamter Wert von Umwelt} = \text{Nutzungswert} + \text{Nichtnutzungswert}.$$

Es gilt außerdem:

$$\text{Nichtnutzungswert von Umwelt} = \text{Optionswert} + \text{Vererbungswert} + \text{Existenzwert}.$$

Wir sehen also, daß der gesamte Wert eines Umweltgutes nicht nur aus einer, sondern aus mehreren Zahlungsbereitschaften besteht. Dies ergibt sich, weil Umweltgüter anhand ihrer (ökonomischen) Nutzungseigenschaften charakterisiert werden können, aber auch aus ganz speziellen Eigenschaften der Natur heraus, wie Einmaligkeit, Irreversibilität und Unsicherheit in bezug auf zukünftige Nachfrage und zukünftiges Angebot. Ist im gegebenen Fall jede dieser Eigenschaften relevant, so muß der ökonomische Wert eines Umweltgutes sowohl den Nutzungs- als auch dessen Nichtnutzungswert enthalten. Dies zu übersehen oder zu ignorieren und ausschließlich auf Nutzungswerte abzustellen, würde zu einer erheblichen wertmäßigen Unterschätzung der Umweltwirkungen führen.

In letzter Konsequenz könnte dies zur Folge haben, daß wertvolle natürliche Ressourcen in einem unangemessenen Ausmaße ausgeschöpft würden. Würde man beispielsweise bei der Entscheidung für Umweltschutz allein auf den Erholungswert der Umwelt abstellen, so könnte dies zu einer vergleichsweise geringen finanziellen Ausstattung von Umweltschutzmaßnahmen führen.

3.3.3 Die Methode der contingent valuation

Die Herausforderung, der sich der Nutzen-Kosten-Analytiker in diesem vielschichtigen Wertesystem von Natur zu stellen hat, heißt, nach Möglichkeiten zu suchen, um neben dem Nutzungswert auch Zahlungsbereitschaften für den Optionswert, den Vererbungswert und den Existenzwert zu ermitteln, so daß auch Nichtnutzungswerte adäquat in Nutzen-Kosten-Analysen berücksichtigt werden können. Die generelle Frage, die sich hierbei aufdringt, ist, wie man die verschiedenen Eigenschaften von Umweltgütern berücksichtigt (so etwa ästhetische Eigenschaften, Überleben von Arten, Verschiedenartigkeit von Ökosystemen), wenn hierfür keine Substitute oder Komplemente existieren, die auf Märkten gehandelt werden, und sich deshalb keinem der oben dargelegten indirekten Bewertungsverfahren erschließen.

Die gestellte Frage impliziert bereits, daß es unmöglich ist, Nichtnutzungswerte mit Hilfe von impliziten Preisen zu ermitteln. Eine Technik, um Nichtnutzungswerte zu ermitteln, kann daher nicht auf realen Marktinformationen beruhen. Das Beste, was man in einer solchen Situation tun kann, ist sogenannte *hypothetische oder künstliche Marktbedingungen* zu schaffen, um auf dieser Basis Zahlungsbereitschaften für Nichtnutzungswerte zu ermitteln. Mit der *Methode der contingent valuation* stellt die Umweltökonomik ein Meßinstrument zur Verfügung, das ein entsprechendes Design aufweist, um den angesprochenen Schwierigkeiten zu begegnen.

Bei der Methode der *contingent valuation* wird die Zahlungsbereitschaft mit Hilfe eines Fragebogens ermittelt. Gefragt werden repräsentativ ausgewählte Individuen der betroffenen Bevölkerung. Die Fragen zielen darauf ab, deren Zahlungsbereitschaft zu ermitteln, in Abhängigkeit von Umweltveränderungen, die etwa durch Umweltzerstörung oder durch umwelterhaltende Maßnahmen hervorgerufen werden. In Prinzip kann man hierbei zwei Arten der Fragestellung unterscheiden. In einer ersten wird nach dem monetären Betrag gefragt, den die Bürger für die Verhinderung einer Umweltzerstörung oder für die Verbesserung eines Umweltzustandes zu zahlen bereit sind. Es handelt sich hierbei um die sogenannte *willingness-to-pay*. Alternativ hierzu kann man auch nach dem monetären Betrag fragen, den man den Bürger dafür geben müßte, daß sie eine Umweltzerstörung akzeptieren beziehungsweise auf eine Verbesserung des Umweltzustandes zu verzichten bereit sind. In diesem Fall spricht man von der *willingness-to-accept*.

Die Befragung ist in einer Art und Weise gestaltet, daß die Befragten mit einer hypothetischen Markt- oder marktähnlichen Entscheidung konfrontiert werden und aus dieser Situation heraus aufgefordert werden, Wertangaben für Umweltveränderungen zu machen. Im wesentlichen enthält eine *contingent valuation* die folgenden drei Kernelemente oder Kernprozeduren:

- (1) Den Befragten wird ein hypothetischer oder ein realer Fall möglichst detailliert und ausführlich dargestellt.
- (2) Die Befragung muß einen Mechanismus enthalten, der den Befragten Wertaussagen entlockt (offene Fragen, Auktionsspiele, Abstimmungsprozeduren).
- (3) Die sozioökonomischen Charakteristika der Befragten, sowie ihre generelle Einstellung zur Umwelt müssen ebenfalls erfragt werden.

Als großer Vorteil der Methode der *contingent valuation* stellt sich dabei heraus, daß sie als ein allgemeines Verfahren betrachtet werden kann, um den *gesamten ökonomischen Wert* (den Nutzungswert und die Nichtnutzungswerte) von Umweltgütern auf *direktem Wege* zu ermitteln.

Aus technischen Gründen weist der Ansatz der *contingent valuation* allerdings verschiedene mögliche Verzerrungen auf, welche die Validität der ermittelten Präferenzen und Werte beeinträchtigen können. Hierzu gehören die folgenden drei wichtigen Verzerrungen:

- (a) Die *strategische Verzerrung*. Sie basiert auf der Tatsache, daß die Befragten den Fragebogen nicht beantworten wollen oder ihre wahre Zahlungsbereitschaft aus strategischen Gründen nicht offenbaren. Sie tun dies immer dann, wenn sie glauben, es handelt sich um eine Trittbrettfahrersituation.
- (b) Die *Informationsverzerrung*. Die Ergebnisse der Befragung sind nicht unabhängig von den Informationen zu sehen, welche man den Befragten im Fragebogen oder beim Interview gegeben hat. Dies bedeutet, daß die Zahlungsbereitschaft der Individuen für Umweltgüter von der Quantität und der Qualität der Informationen abhängt, die bei der Befragung gegeben werden. Auch die Art und Weise der Fragestellung und wie die Fragen konstruiert sind,

spielt eine bedeutende Rolle.

Wie empirische Studien weiterhin gezeigt haben, kann es auch erhebliche Unterschiede geben, wenn die individuelle Bewertung von Natur über die Methode der direkten Zahlungsbereitschaft (*willingness to pay*) oder der Methode der *willingness to accept* eruiert wird. Dies bedeutet, daß es einen großen Unterschied ausmacht, ob man die Bürger fragt, ob sie etwas zahlen wollen, um Umwelt zu schützen, oder ob man sie fragt, welchen Betrag sie quasi als Kompensation einfordern, damit die Umwelt durch ein Infrastrukturprojekt beeinträchtigt werden darf.

- (c) Der *hypothetische Bias*. Da die Befragten wissen, daß es sich um keine reale Situation handelt, geben sie keine situationsadäquaten Antworten. Dies bedeutet insbesondere, daß sie das sogenannte *payment-vehicle* nicht akzeptieren. Unter dem *payment vehicle* versteht man die Art und Weise, wie die, über geäußerte Zahlungsbereitschaften eruierten monetären Beträge hypothetisch auch bezahlt werden müßten, z.B. durch Steuern, Gebühren, Eintrittspreise, etc. Die Ablehnung eines *payment vehicle* würde beispielsweise bedeuten, daß ein Befragter das *payment vehicle* "Steuern" schon deshalb nicht akzeptiert, weil er prinzipiell gegen Steuererhöhungen jeder Art eingestellt ist.

Trotz dieser fraglos nicht zu vernachlässigenden Schwächen, welche die Methode der *contingent valuation* aufweist, stellt sie ein Verfahren zur Bewertung von Umweltgütern dar, welches anderen in der Literatur diskutierten Verfahren bei weitem überlegen ist. Durch ein sorgfältiges und dem Untersuchungsgegenstand besonders gerecht werdendes Design der Befragung kann man zudem die angesprochenen Schwächen der Methode in engeren Grenzen halten. Dies ist auch die überwiegende Meinung in der Literatur. Deshalb haben wir uns auch entschlossen, die ökonomische Bewertung der Umweltwirkungen eines Ausbaus der Donau zwischen Straubing und Vilshofen mit Hilfe dieser Methode durchzuführen.

Im folgenden stellen wir im einzelnen zunächst unser Untersuchungsdesign vor, bevor wir die Durchführung der Befragung beschreiben und deren Ergebnisse darlegen und interpretieren.