> Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen

Bernd Hansjürgens

acatech MATERIALIEN – NR. 8

Diskussionspapier für die acatech Projektgruppe
„Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel"

acatech
DEUTSCHE AKADEMIE DER
TECHNIKWISSENSCHAFTEN

Impressum

Autor:
Prof. Dr. Bernd Hansjürgens
Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
E-Mail: bernd.hansjuergens@ufz.de

Projekt:
Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel

Empfohlene Zitierweise:
Bernd Hansjürgens: Bewertung von Wasser in Landschaften - Konzepte, Ansätze und Empfehlungen, acatech Materialien Nr. 8, München 2011.

Reihenherausgeber:
acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, 2011

Geschäftsstelle
Residenz München
Hofgartenstraße 2
80539 München

T +49(0)89/5203090
F +49(0)89/5203099

acatech Hauptstadtbüro
Unter den Linden 14
10117 Berlin

T +49(0)30/206309610
F +49(0)30/206309611

E-Mail: info@acatech.de
Internet: www.acatech.de

ISSN: 2191-8481/ISBN: 978-3-942044-14-1

© acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften 2011

Redaktion: Dr. Amelie Bücker, Monika Damm
Layout-Konzeption: acatech
Konvertierung und Satz: Fraunhofer-Institut für Intelligente Analyse- und Informationssysteme IAIS, Sankt Augustin

INHALT

1. EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNGEN 5

2. KONZEPTE VON „WERTEN“ 6

3. ÖKONOMISCHE ANSÄTZE UND METHODEN DER BEWERTUNG VON WASSER 9

3.1 Werte von Ökosystemen aus ökonomischer Sicht 9
3.2 Überblick über ökonomische Bewertungsmethoden 13
3.3 Zu den Grenzen der ökonomischen Bewertungsmethoden 15

4. VERFAHREN DER ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNG: VERKNÜPFUNG VON BEWERTUNG UND STAKEHOLDERBETEILIGUNGEN 16

4.1 Die Kosten-Nutzen-Analyse 16
4.2 Die Multikriterienanalyse 17

5. EMPFEHLUNGEN 19

5.1 „Erweiterter“ Ansatz 19
5.2 „Integrativer“ Ansatz 20
5.3 „Prozessbasierter“ Ansatz 21

6. LITERATUR 22

7. ANHANG 24

1. EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNGEN

Die Nutzung von Wasser in Landschaften ist in besonderem Maße durch Nutzungskonflikte gekennzeichnet. Wasser ist in zahlreichen Fällen eine knappe Ressource. Die einen wollen es als Input für Produktions- oder Konsumzwecke nutzen, andere als Aufnahmemedium für Schadstoffe, andere, um Schifffahrt zu betreiben oder den Hochwasserschutz zu verbessern und wieder andere nutzen Wasser zur Erholung. Für die Ableitung von wasserwirtschaftlichen Lösungen, die in der Praxis auch Aussicht auf Umsetzung haben sollen, reicht es daher von wissenschaftlicher Seite her häufig nicht aus, allein naturwissenschaftlich-technische Ansätze zu entwickeln, ohne diese verschiedenen Nutzungsansprüche an Wasser in geeigneter Weise zu berücksichtigen und abzustimmen. Daher ist es erforderlich, Lösungsansätze vor dem Hintergrund ihrer konfligierenden Ansprüche, Interessen und Wertvorstellungen zu entwickeln.

Diese Notwendigkeit leitet über zur Bewertung. Ohne eine Bewertung sind viele wissenschaftliche Vorschläge, obwohl sie dem neuesten Stand des naturwissenschaftlichen und technischen Wissens entsprechen mögen, politisch und gesellschaftlich nicht umsetzbar. Wissen über „gute" Lösungen, wie eine nachhaltige und technisch optimierte Wassernutzung aussehen mag, ist das eine. Dieses Wissen abzurufen und zu nutzen und auf dieser Basis zu politisch und gesellschaftlich umsetzbaren Lösungsvorschlägen zu gelangen, ist das andere. Schritte in diese Richtung sind aber möglich, wenn die Bewertung von Wasser im Rahmen geeigneter Ansätze und Verfahren in die Betrachtungen einbezogen und berücksichtigt wird.

An dieser Stelle setzt der vorliegende Beitrag an. Er soll einen Input für das acatech-Projekt „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel" liefern, indem er einen Überblick über bestehende Ansätze zur Bewertung von Wasser liefert, Herausforderungen bei der Bewertung von Wasser in Landschaften identifiziert, Lösungsansätze skizziert und konkrete Empfehlungen ausspricht. Die Empfehlungen sollen sich dabei an die Wissenschaften (vor allem die Natur- und Ingenieurwissenschaften), aber auch an die Politik, die Gesellschaft und ggfs. die Wirtschaft als Nutzer wissenschaftlicher Erkenntnisse richten.

Die hier vorgenommene Analyse zur Bewertung von Wasser verfolgt dabei zwei Stoßrichtungen:

- Zum einen sollen wichtige „Bewertungs-Tools" vorgestellt werden, die aus sozialwissenschaftlicher (vor allem ökonomischer) Sicht zur Verfügung stehen und zum Einsatz gelangen können. Hierbei geht es weniger um eine detaillierte Beschreibung der Bewertungsansätze und -methoden – hierzu kann auf die Literatur verwiesen werden –, als vielmehr um eine Einschätzung ihrer Geeignetheit sowie ihrer Möglichkeiten und Grenzen in bestimmten Anwendungsfeldern.
- Zum anderen geht es darum, die Chancen für die Einspeisung wissenschaftlicher Lösungen in politischen und gesellschaftlichen Prozessen zu befördern, indem gefragt wird, wie Bewertung mit „guter" Entscheidungsunterstützung verknüpft werden kann. Vor dem Hintergrund dieser zweiten Fragestellung wird ein besonderes Augenmerk auf prozessbezogene Ansätze der Stakeholderpartizipation gelegt.

Die Vorgehensweise ist wie folgt: In Abschnitt 2 werden einige konzeptionelle Anmerkungen zu Werten von Wasser gemacht. Abschnitt 3 stellt dann Bewertungs-Tools (Ansätze und Methoden) im Überblick dar. Abschnitt 4 legt ein besonderes Augenmerk auf Entscheidungsunterstützungsverfahren, die die Bewertung mit der Einbeziehung von Stakeholdern in geeigneter Form verbinden. In Abschnitt 5 werden darauf aufbauend Empfehlungen für die weitere und „verbesserte" Nutzung von Ansätzen zur Bewertung von Wasser in Landschaften ausgesprochen.

2. KONZEPTE VON „WERTEN“

Menschen haben Werte oder weisen bestimmten Objekten Werte zu. Alle expliziten oder impliziten Wertzuweisungen reflektieren, inwieweit sich Menschen um ein Objekt sorgen oder kümmern oder inwieweit sie hiervon betroffen sind. Es gibt somit auch nicht den einen und einzigen Wert von Wasser (Briscoe 1996; Young 2004, S. 37 ff.). Die Menschen haben unterschiedliche materielle, moralische, spirituelle, ästhetische oder andere Interessen, die ihre Gedanken oder Einstellungen gegenüber Wasser prägen. Hinzu kommt, dass sie je nach ihrer Ausbildung, z.B. als Biologen, Hydrologen, Ingenieure, Juristen, Ökonomen usw. andere Wertvorstellungen bezüglich Wasser entwickelt haben. Sie assoziieren mit Wasser verschiedene Aspekte, die sich aus ihren jeweiligen disziplinären Zugängen ergeben können (EPA 2009, S. 13). Schließlich hängt der Wert des Wassers in ganz besonderer Weise auch von seinen jeweiligen Nutzungen ab. Insbesondere wenn man Wasser in Landschaften betrachtet, wird die Kontextabhängigkeit der Bewertung deutlich, denn Landschaften sind in unterschiedlicher Weise von den jeweiligen natürlichen und sozioökonomischen Bedingungen geprägt, und hier treten Nutzungskonkurrenzen um die knappe Ressource Wasser in unterschiedlicher Weise auf.

Der Begriff „Wert“ wird oft mit dem **Tauschwert** eines Gutes am Markt, also seinem Preis, gleichgesetzt. Ein Gut mit einem hohen (niedrigen) Tauschwert hat dann einen hohen (geringen) Preis.[1] Nach dieser Vorstellung hätte alles, was nicht auf Märkten gehandelt wird (also auch Umweltgüter oder öffentliche Güter im Allgemeinen), keinen ökonomischen Wert. Wenn dies zutreffen würde, wäre der ökonomische Wert in der Tat sehr eng gefasst und stünde ganz im Gegensatz zu dem, was Menschen im Allgemeinen als wertvoll ansehen (Hanemann 2005, S. 3).

Doch diese Sichtweise greift zu kurz und gibt den Stand der Ökonomik nicht richtig wieder. Dies hat schon Adam Smith in seinem Buch „The Wealth of Nations“ vor mehr als 200 Jahren (am Beispiel des Wassers) deutlich gemacht. Er weist darauf hin, dass man **‚value in use‘** und **‚value in exchange‘** unterscheiden müsse, und verdeutlicht dies an den Gütern Wasser und Diamanten.[2] Wasser habe einen geringen Preis, aber als knappe Ressource einen sehr hohen Nutzungswert, Diamanten hingegen haben einen sehr hohen Preis, aber einen geringen Nutzungswert. Der (ökonomische) Wert des Gutes Wasser weicht also offensichtlich von seinem Tauschwert (Preis) ab; er ist nicht identisch mit dem Preis – daran besteht kein Zweifel. Viele Güter, die nicht auf Märkten gehandelt werden und daher keinen Preis haben, weisen demzufolge dennoch einen ökonomischen Wert auf.

Aber was wird mit dem „Wert“ des Wassers erfasst, was ist in diesem Wert enthalten – und was nicht? Adam Smith hat auf den ‚use in value‘ abgestellt, also den Wert der Nutzung oder den **Nutzwert**. Für ihn – wie für die meisten Ökonomen – ist also der Nutzen eines Gutes, der einem Individuum oder einer Gesellschaft zugute kommt, die entscheidende Größe. Der Wert des Wassers orientiert sich folglich an dem Nutzen, den es in der jeweiligen Verwendung erbringt. Bettet man diese ökonomische Perspektive in eine breitere ethische Diskussion ein, so folgt die „Wertschätzung“ für Wasser hier einem Klugheitsargument: Der Mensch schützt Wasserressourcen aus einem (wohlverstandenen) Eigeninteresse heraus (Eser et al. 2011). Es ist zu seinem eigenen Vorteil und daher „klug“, wenn er die Ressource Wasser schützt oder sie (in Landschaften) nachhaltig nutzt, weil dies zu seinem Wohlbefinden oder zur Sicherung seiner eigenen Lebensgrundlagen und damit letztlich zu seinem Überleben beiträgt.

Halten wir bis zu dieser Stelle fest:

1. Der Wert des Wassers ist subjektiv, weil Menschen unterschiedliche Präferenzen bezüglich Wasser haben – je nachdem, wer seine Präferenzen im politischen und gesellschaftlichen Prozess artikuliert und durchsetzt, kann das Urteil anders ausfallen. Es kommt also darauf an, die Nutzer und ihre Interessen zu identifizieren.

---

[1] Als Beispiel mag das folgende Zitat aus der Zeitschrift „Water Policy“ dienen: „Water has economic value only when its supply is scarce relative to demand. Whenever water is available in unlimited supply, it is free in the economic sense. Scarce water takes an economic value because many users compete for its use. In a market system, economic values of water, defined by its prices, serve as a guide to allocate water among alternative uses, potentially directing water and its complementary resources into uses in which they yield the greatest economic return.“ (Ward und Michelsen 2001; zitiert bei Hanemann 2005).

[2] “The word Value, it is to be observed, has two different meanings, and sometimes expresses the utility of some particular object, and sometimes the power of purchasing other goods which the possession of that object conveys. The one may be called ‘value in use’, the other, ‘value in exchange’. The things which have the greatest value in use have frequently little or no value in exchange; and, on the contrary, those which have the greatest value in exchange have frequently little or no value in use. Nothing is more useful than water; but it will purchase scarce anything; scarce anything can be in exchange for it. A diamond, on the contrary, has scarce any value in use; but a great quantity of other goods may frequently be had in exchange for it” (Smith 1976, Book I, Chapter IV; zitiert bei Hanemann 2005). Der benannte Zusammenhang zwischen den ökonomischen Tauschwerten und den ökonomischen Nutzungswerten wird bisweilen auch als “Diamant-Wasser-Paradox” bezeichnet (Griffin 2007, S. 7).

2. Der Wert des Wassers ist je nach Nutzung unterschiedlich. Dies bedeutet, dass der Wert von Wasser in Landschaften jeweils die regionalen (natürlichen und sozioökonomischen) Randbedingungen in den Blick zu nehmen hat.
3. Die ökonomische Sicht vom Wert des Wassers beruht letztlich auf Klugheitsargumenten, nach denen der Mensch eine Wertschätzung für Wasser aus eigenem Interesse heraus hat.

Diese Perspektiven stehen bei den folgenden Betrachtungen im Vordergrund, wenn methodische Ansätze zur Bewertung von Wasser vorgestellt und diskutiert werden. Dabei wird bewusst eine weite Interpretation von ökonomischen Werten eingenommen. Ökonomie wird also nicht mit dem Bereich „Wirtschaft" oder dem Tauschwert (Preis) gleichgesetzt.

Man muss sich aber klar machen, dass die bisher angesprochenen ökonomischen Werte nicht die einzigen Werte sind, auf die man abzielen kann und die bei einzelnen Menschen oder in „Gruppen" (gemeint sind regional oder ethnisch abgegrenzte Bevölkerungsgruppen, Gruppen, die in bestimmten Stadtteilen oder in einem Land leben, oder Gesellschaften) anzutreffen sind. Um dies zu verdeutlichen, ist es hilfreich, an dieser Stelle weitere Konzepte anzudeuten, die den Wert des Wassers erfassen und bei denen es (zumindest für viele Nicht-Ökonomen) umstritten ist, ob sie im ökonomischen Ansatz bereits enthalten sind oder nicht.

In einem ersten Schritt ist es dazu hilfreich, zwischen Wasser als Mittel („water as means") und Wasser als Ziel („water as ends") zu unterscheiden.

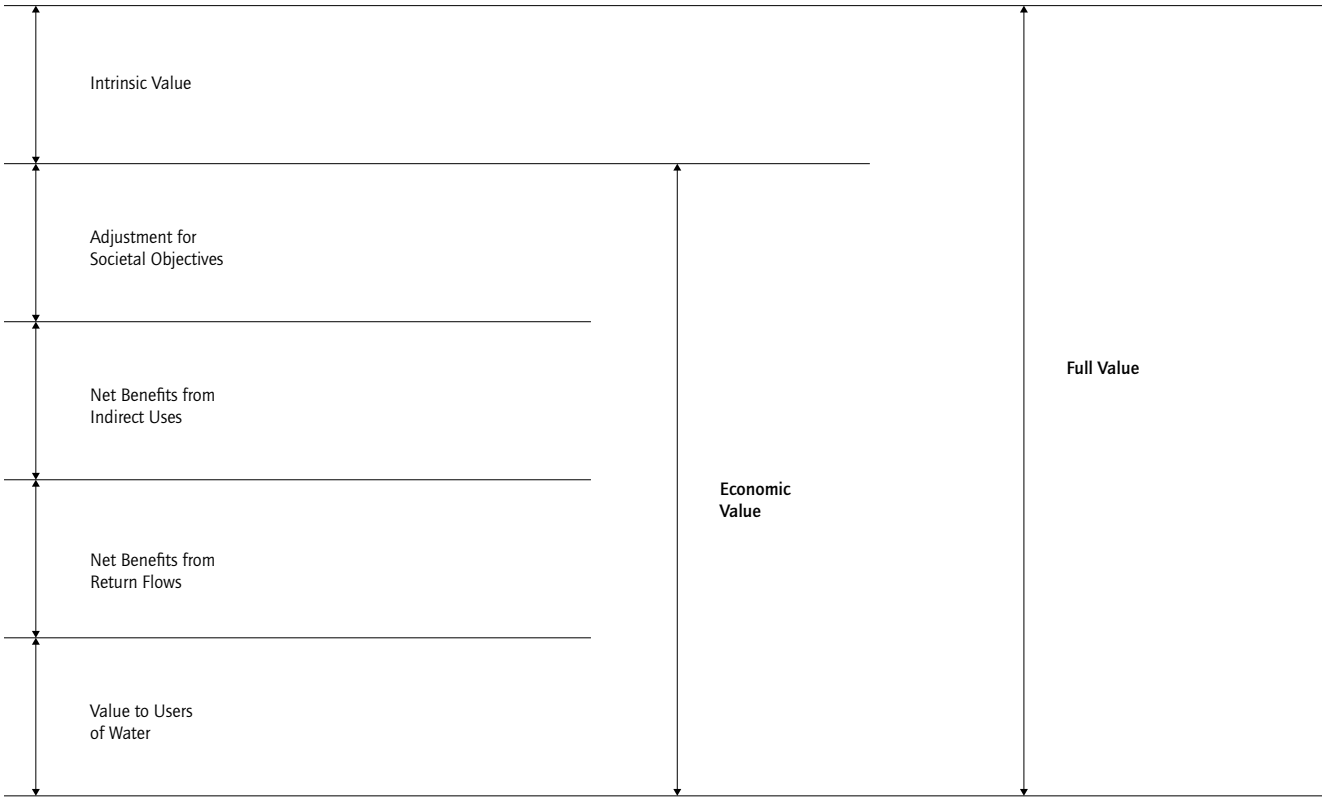
- **Wasser als Mittel** bedeutet, dass Wasser eine instrumentelle Funktion hat; es dient (über direkte oder indirekte Nutzenstiftungen; dazu unten mehr) zur Erfüllung anderer Ziele, zumeist wird die Bedürfnisbefriedigung des Menschen als ein solches Endziel angesehen. Im Bereich der Ökosysteme und der Biodiversität wird dies sehr passend mit dem Begriff der Ökosystemleistungen oder Ökosystemdienstleistungen umschrieben (MA 2005; TEEB 2010; 2011). Wasser hat in diesem Verständnis (und nur insofern) einen Wert, weil es bestimmte Leistungen für den Menschen erbringt. Gedacht wird hier in Anlehnung an das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) an Versorgungsleistungen (z.B. Fisch als Nahrungsmittel, Wasserkraft), Regulierungsleistungen (z.B. Hochwasserschutz), kulturelle Leistungen (z.B. Erholung, Landschaftsästhetik, Umweltbildung) sowie unterstützende Leistungen (z.B. Wasser als Grundlage zur Wahrung anderer für den Menschen oder Ökosysteme notwendiger Leistungen).
- **Wasser als Endziel** meint, dass die Ressource als solche geschützt werden soll, unabhängig von ihrer Leistung für andere Ziele. Die Ressource Wasser hat dabei einen Eigenwert, einen Wert an sich. Dies mag z.B. in spirituellen Aspekten begründet sein. Manchmal wird hierfür auch der Begriff „intrinsischer" Wert der Ressource Wasser verwendet, im Gegensatz zu den oben genannten instrumentellen Werten, die auch als „extrinsisch" bezeichnet werden (siehe etwa Rogers et al. 1998; Rogers et al. 2002; Young 2005). Gebräuchlich sind darüber hinaus die Begriffe „anthropozentrisch" und „bio- oder ökozentrisch", um diese beiden unterschiedlichen Sichtweisen auf die Umwelt und hier auf die Ressource Wasser zu kennzeichnen (siehe z.B. WBGU 1999; Eser et al. 2011). Die anthropozentrische Sicht beruht dabei auf den Präferenzen der Individuen bezüglich der Wasserressourcen, der Bewertungsansatz ist somit ein ökonomischer, während die bio- oder ökozentrische Sicht bestimmte biologische oder biophysische oder auch energetische Aspekte in den Vordergrund rückt (EPA 2009, S. 13).

Eine in der wasserwirtschaftlichen Literatur häufig anzutreffende Erfassung des Wertes von Wasser nimmt diese Aspekte auf und unterscheidet dementsprechend zwischen ökonomischen (auf individuellen Präferenzen basierenden) und intrinsischen

Werten (Rogers et al. 1998; Rogers et al. 2002). Sie ist in Abbildung 1 wiedergegeben.

Die begrifflichen Unterscheidungen sollen im Folgenden aber nicht weiter vertieft werden. Wichtig ist allerdings an dieser Stelle festzuhalten, dass es nicht „richtige" oder „falsche" Werte gibt. Da in einer offenen Gesellschaft eine Vielzahl individueller und gesellschaftlicher Werte nebeneinander besteht, die letztlich alle subjektiv geprägt und daher höchst unterschiedlich sind, muss auch ein Konzept zur Bewertung von Wasser in Landschaften diese Offenheit reflektieren – das zu entwickelnde Wertekonzept ist in jedem Fall ein offenes, das je nach Fragestellung „angemessene" Ansätze und Methoden zu seiner Erfassung erfordert. Das impliziert, dass es eine „one-size-fits-it-all-Lösung" bei der Bewertung von Wasser nicht geben kann. Auf diese Aspekte wird daher zurückzukommen sein, wenn im Folgenden über Bewertungsansätze und -methoden gesprochen wird.

Abbildung 1: Der ökonomische Wert von Wasser



Quelle: Rogers et al. 1998, S. 13.

3. ÖKONOMISCHE ANSÄTZE UND METHODEN DER BEWERTUNG VON WASSER

Die ökonomische Bewertung von Wasser verfolgt das Ziel, bei Verknappung und Belastung von Wasser die verlorenen Nutzungen für die Gesellschaft erkennbar zu machen und damit auch politische Entscheidungen zu unterstützen, um sich der maximalen volkswirtschaftlichen Gesamtwohlfahrt bestmöglich anzunähern. Die Nachteile für den Menschen und die Natur, insbesondere die Einbußen der von Wasser bereitgestellten Ökosystemleistungen, sollen so transparent gemacht werden, und es wird eine Entscheidungshilfe geschaffen. Gleichzeitig werden Bereiche offengelegt, für die weitere Recherchen nötig sind, und schließlich wird auch eine weitergehende Forschung und Diskussion zum Thema der ökonomischen Wertung wasserbezogener Nutzen vorangetrieben.[1]

Für ein besseres Verständnis der ökonomischen Bewertung von Wasser ist daher aufbauend auf den obigen Überlegungen zentral, dass die Ökonomie davon ausgeht, dass nur das einen Wert besitzt, was dem Menschen in irgendeiner Form etwas nützt. Bestimmte Nutzen für Tiere oder Pflanzen, die in keiner Weise auch dem Menschen von Nutzen sind, werden in einer ökonomischen Betrachtung nicht berücksichtigt. Diese Annahme führt jedoch nicht dazu, dass nur Vor- und Nachteile im wirtschaftlichen Bereich berücksichtigt werden und sie führt auch nicht dazu, dass nur das gezählt und berücksichtigt wird, was in Geldeinheiten ausgedrückt werden kann. Vielmehr werden auch zahlreiche ökologische Funktionen und Leistungen des Wassers erfasst, was im Weiteren näher erläutert werden soll.

3.1 WERTE VON ÖKOSYSTEMEN AUS ÖKONOMISCHER SICHT

Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes

Basis für die Erfassung von umweltbezogenen Werten ist das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes („total economic value"). Hierbei handelt es sich um ein gedankliches Konstrukt, das versucht, alle Arten von Werten von Wasser ökonomisch zu erfassen, also die Vor- oder Nachteile, die damit für den Menschen verbunden sind. Der ökonomische Gesamtwert unterteilt sich in verschiedene Einzelwerte, die in der Abbildung 2 dargestellt sind (siehe TEEB 2010, S. 195).

Im Konzept des ökonomischen Gesamtwertes werden zunächst nutzungsabhängige und nicht-nutzungsabhängige Werte unterschieden. Die **nutzungsabhängigen Werte** stehen mit der Nutzung der Wasserressourcen in Verbindung – sie werden üblicherweise in drei Wertkategorien untergliedert:

- **Direkte Nutzwerte.** Sie bilden sich aus dem wirtschaftlichen Nutzungswert und dem Symbolwert heraus. Der wirtschaftliche Nutzungswert ist durch die Nutzung des Wassers und dessen ökologischer Leistungen für Konsum- und Produktionszwecke gekennzeichnet. Wenn Wasserressourcen z.B. als Trinkwasser oder für die Produktion in Anspruch genommen werden, handelt es sich um einen solchen direkten Nutzungswert. Als direkte Werte beim Konsum ist auch der Genuss einer schönen Landschaft mit Flüssen oder Bächen vorstellbar. Der Symbolwert entsteht dadurch, dass religiöse oder spirituelle Werte von Individuen dem Wasser zugewiesen werden.
- **Indirekte Nutzwerte.** Im Funktionswert, welcher den indirekten Wert darstellt und somit in die zweite Wertkategorie der nutzungsabhängigen Werte fällt, finden sich ökologische Leistungen des Wassers wieder. Dies umfasst beispielsweise den Wert einer Aue als Retentionsfläche für Schadstoffe oder als Überschwemmungsfläche bei Hochwasser.
- **Optionswert.** Hierbei handelt es sich um eine Art Versicherungsprämie für die zukünftige, potenzielle Nutzung von direkten und indirekten Werten von Wasser. Er kann jedoch in einer breiter gefassten Definition auch den nicht-nutzungsabhängigen Werten zugeordnet werden.

Nicht-nutzungsabhängige Werte entstehen nicht durch einen direkten Nutzen der Wasserressourcen, sondern der Nutzen für den Menschen tritt auch ohne eine solche (eigene) Nutzung auf. Hier werden ebenfalls drei Nutzenarten unterschieden:

- **Existenzwert.** Allein die Kenntnis des Vorhandenseins dieses Naturgutes sorgt für eine höhere Zufriedenheit und stiftet somit einen positiven Wert.
- **Vermächtniswert.** Er entsteht aus dem Anliegen, den nachfolgenden Generationen die Chance zu hinterlassen, auch in Zukunft denselben Nutzen ziehen zu können, wie es der heutigen Generation möglich ist („intergenerationelle Gerechtigkeit").

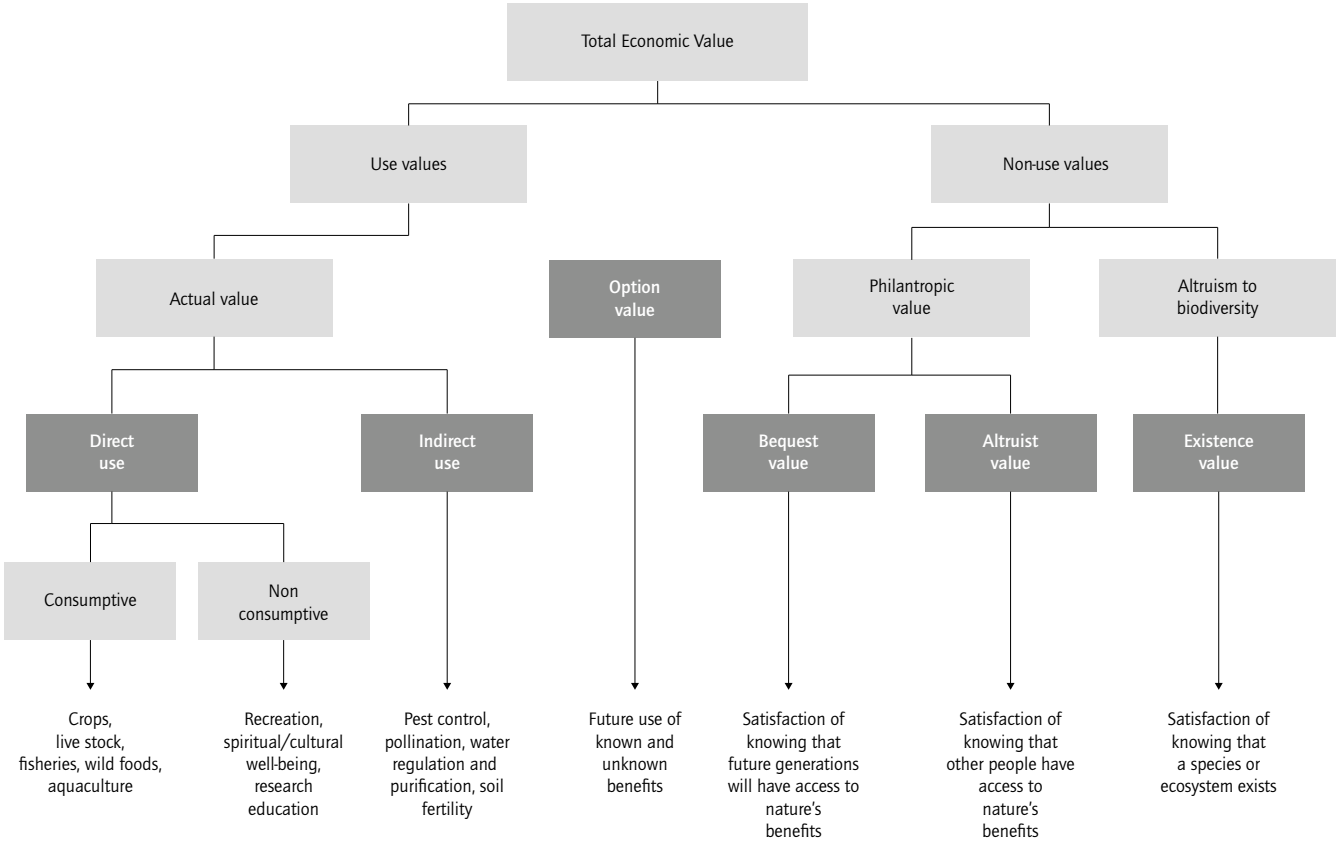
[3] Vgl. Costanza et al. 1997, S. 253.

– **Altruistischer Wert.** Er entsteht daraus, dass Menschen einen Nutzen empfinden, wenn andere Menschen einen Zugang zu Umweltressourcen haben („intragenerationelle Gerechtigkeit").

Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes ist damit wesentlich breiter und erfasst deutlich mehr Werte, als dies von Nicht-Ökonomen zumeist unterstellt wird. Die Werte gehen über einen engen Nutzen oder gar wirtschaftliche Aspekte weit hinaus. Auch der Schutz der Wasserressourcen aus ökologischen Gründen kann über den Funktionswert erfasst werden. Deshalb spricht der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderungen der Bundesregierung in einer älteren Veröffentlichung von einer „„moderaten anthropozentrischen Position", die dieser Sichtweise zugrunde liegt (WBGU 1999).

Welche Elemente des Wassers und dessen Ökosystemleistungen in welchen Wertkategorien einen Nutzen stiften und somit zum ökonomischen Gesamtwert beitragen, ist beispielhaft in Tabelle 1 aufgeführt.

Abbildung 2: Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes



Quelle: TEEB 2010, S. 195.

Tabelle 1: Ökonomische Werte von Wasser

NUTZENABHÄNGIGE WERTE			NUTZENUNABHÄNGIGE WERTE
DIREKTE WERTE	INDIREKTE WERTE	OPTIONSWERTE	EXISTENZWERTE
Land- und Forstwirtschaft	Unterstützung externer Ökosysteme	Potenzielle zukünftige direkte und indirekte Nutzungen	Vermächtniswerte
Industrie	Niederschläge		Kultur
Tourismus	Lebensraum		Lebewesen
Transport	Wasserkreislauf		Erhalt der Landschaft
Energie	Klimabeeinflussung		
Wasserversorgung			
Landschaftsästhetik (Erholung)			

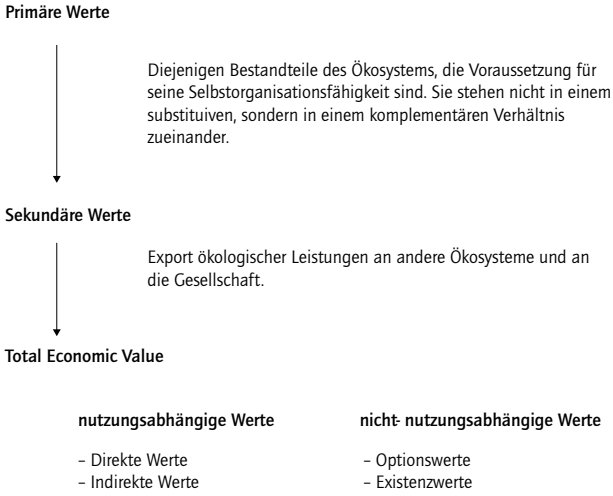
Quelle: in Anlehnung an Barbier et al. 1997, S. 15.

Die Bedeutung von Primärwerten und Sekundärwerten

Der Reichweite der dargelegten Wertkategorien sind allerdings, wie dies bereits anklang, Grenzen gesetzt, wozu weitere Erläuterungen der so genannten Primär- und Sekundärwerte des Wassers nötig sind.

Es gibt Ökosystemleistungen, die die Entwicklung und Erhaltung der Gewässerökosysteme fördern. Dabei steht die Stabilisierung und Gesundheit dieses Ökosystems durch das Funktionieren der Strukturen im Mittelpunkt. Alles was dazu einen Beitrag leistet, wird als Primärwert bezeichnet. Die oben genannten Ökosystemleistungen des Wassers werden dagegen als Sekundärwerte angesehen, da hier Werte generiert werden, die zu anderen Ökosystemen und zur Gesellschaft exportiert werden. Die Primärwerte stehen in einem komplementären Verhältnis zueinander, sie sind also zumeist nicht substituierbar. Nur wenn alle Elemente hinreichend existieren, kann das Ökosystem funktionieren. Außerdem sind sie die Voraussetzung für die Entstehung der Sekundärwerte, da sie die Funktionssicherheit und die Selbstorganisation der Gewässer sicherstellen, und nur so können ökologische Leistungen produziert werden. Diese Primärwerte sind allerdings nicht über individuelle Präferenzen der Menschen ermittelbar und können somit nicht monetär erfasst werden. Der sich bildende Gesamtwert des Wassers beinhaltet also zum einen keine Primärwerte und zum anderen auch nur den Teil der Sekundärwerte, der der Gesellschaft einen Nutzen stiftet. Die gesamten Sekundärwerte des Wassers sind also größer als die erfassten Werte des ökonomischen Gesamtwertes, und der gesamte Wert eines Gewässers – die Primärwerte inbegriffen – ist noch einmal größer.[4] Abbildung 3 vermittelt hierzu einen Eindruck.

Abbildung 3: Gesamter Wert eines Ökosystems



Quelle: Meyerhoff 1999, S. 32.

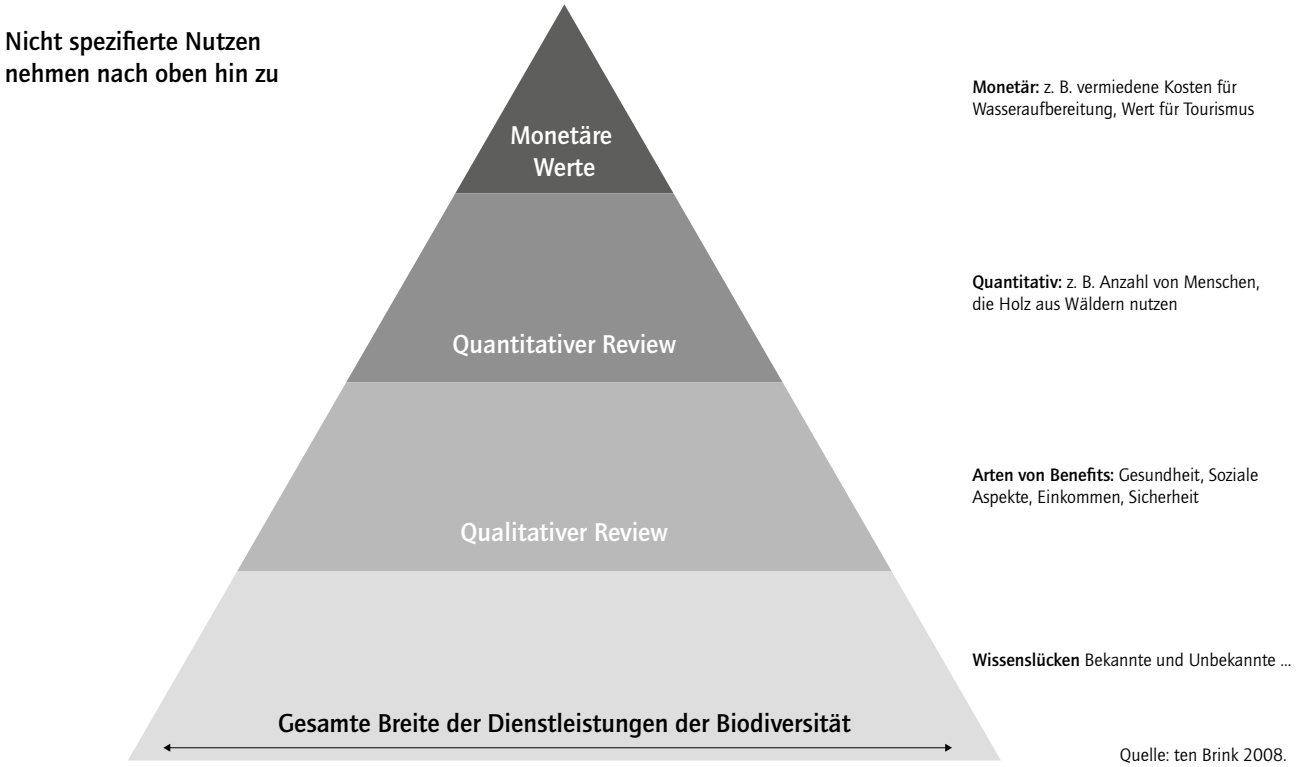
4 Vgl. Gren 1994, S. 58; vgl. Meyerhoff 1999, S. 30 f.

Der Zusammenhang zwischen Ökosystemfunktionen, Ökosystemleistungen und ökonomischer Bewertung

Aufbauend auf den Primär- und Sekundärwerten ist das Ökosystem in der Lage, bestimmte Funktionen zu erfüllen. Gewässerökosysteme dienen bspw. der Wasserregulierung oder der Grundwassererneuerung. Bei den Funktionen dieser Ökosysteme muss zudem unterschieden werden, ob sie alleine zur Sicherung der Existenz der Prozesse innerhalb des Ökosystems und zu dessen Entwicklung einen Beitrag leisten – dann sind es Ökosystemfunktionen – oder ob durch diese Funktionen auch Nutzen für den Menschen generiert werden – dann handelt es sich um ökologische (Dienst-)Leistungen. Dabei ist es möglich, dass mehrere Ökosystemleistungen aus einer Ökosystemfunktion entstehen, aber auch für nur eine Ökosystemleistung können teils mehrere Ökosystemfunktionen erforderlich sein.[5] Konkret sind ökologische Leistungen des Wassers also dann vorhanden, wenn durch die Bereitstellung von Prozessen, Gütern oder Dienstleistungen durch die Gewässerökosysteme ein Beitrag zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse geschaffen wird.

Die Darstellung ökologischer Funktionen und resultierender Leistungen betrifft die Frage, inwieweit eine Monetarisierung von Beeinträchtigungen der Wasserressourcen den „wahren" Wert des Ökosystems erfasst (siehe auch Abbildung 4). Aus dem Gesamtbereich der Ökosystemleistungen erfasst die ökonomische Bewertung wie beschrieben nur einen Ausschnitt. Es gibt Werte, die sich einer Monetarisierung entziehen. In diesem Fall kann allenfalls versucht werden, auftretende Schäden am Ökosystem mengenmäßig abzuschätzen, ohne einen in Geldeinheiten ausgedrückten Wert beizumessen. Wenn auch eine quantitative Abschätzung auftretender Effekte nicht möglich ist, etwa in Folge von unzureichenden Informationen oder aufgrund von Unsicherheiten, bleibt nur eine qualitative Erfassung der auftretenden Umweltschäden.

Abbildung 4: Werte von Biodiversität und Ökosystemen und ihre Erfassung



Quelle: ten Brink 2008.

[5] Vgl. Constanza et al. 1997, S. 253.

In diesem Sinne sollte der Versuch der Ökonomie, bestimmte Entscheidungsgrundlagen durch eine Monetarisierung transparenter zu machen, als ein Ansatz gesehen werden, der dazu beiträgt, die (ökonomische) Relevanz von Ökosystemleistungen herauszustellen. Entscheidend ist hierbei die Demonstrationsfunktion ökonomischer Bewertungen, die mit Vorteilen („Nutzen") und Nachteilen („Kosten") argumentieren.[6]

3.2 ÜBERBLICK ÜBER ÖKONOMISCHE BEWERTUNGSMETHODEN

Es gibt in der Umweltökonomik verschiedene Verfahren zur ökonomischen Bewertung von Veränderungen wasserbezogener ökologischer Leistungen. Das Erfordernis, abseits von Marktdaten auf spezielle Verfahren überzugehen, ergibt sich daraus, dass es sich bei den Zustandsveränderungen der Wasserressourcen um öffentliche Güter handelt. Die Einzelnen wünschen zwar eine verbesserte Wasserqualität und -versorgung, aber weil es keine Märkte für den Umweltschutz gibt, geben sie ihre Zahlungsbereitschaften nicht preis und verhalten sich als Trittbrettfahrer: Sie können nicht von der Nutzung des Gutes „verbesserte Wasserqualität und -versorgung" ausgeschlossen werden und können von den Nutzungen des Wassers kostenlos profitieren.

Die ökonomischen Bewertungsverfahren zielen vor diesem Hintergrund darauf ab, die Zahlungsbereitschaft (willingness to pay; WTP) entweder direkt zu erfassen, etwa durch Befragungen von Individuen über ihre (hypothetischen) Zahlungsbereitschaften für eine Verbesserung des Umweltzustandes oder ihre Entschädigungsforderungen, wenn sie Verschlechterungen des Zustands der Gewässer hinnehmen sollen (willingness to accept; WTA). Oder aber es werden indirekt Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaften für die Umweltverbesserungen durch das Verhalten der Wirtschaftssubjekte auf anderen Märkten, welche in einem komplementären oder substitutiven Verhältnis zu den Präferenzen der Umweltveränderung stehen, gezogen.[7]

In der folgenden Box ist eine Übersicht über ökonomische Bewertungsverfahren zu finden. Eine ausführlichere Darstellung findet sich darüber hinaus im Anhang. Dieses Methodenportfolio ermöglicht die Bewertung aller Sekundärwerte, egal ob sie in Märkten gehandelt werden oder nicht, ob Umweltveränderungen ex post oder ex ante bewertet werden sollen und ob es sich um nutzungsabhängige oder nutzungsunabhängige Werte handelt.

BOX 1: DER WERT VON ÖKOSYSTEMDIENSTLEISTUNGEN – EINE ÜBERSICHT ÜBER HÄUFIG GENUTZTE BEWERTUNGSMETHODEN

Die folgende Übersicht stellt die am häufigsten genutzten Bewertungsmethoden (ökonomische und nicht-ökonomische) zur Einschätzung des Wertes von Ökosystemdienstleistungen dar. Sie können (je nach Eignung) für die Bewertung von Wasser in Landschaften herangezogen werden.

I. MARKTANALYSE (MARKTBEWERTUNGSMETHODEN)

Bei den Marktbewertungsmethoden werden drei übergeordnete Ansätze unterschieden:

1. Preisbasierte Ansätze – sie beruhen direkt auf Marktpreisen;
2. Kostenbasierte Ansätze – sie beruhen auf Schätzungen der Kosten, die entstehen würden, wenn die von Ökosystemen erbrachten Dienstleistungen auf künstliche Weise (neu) bereitgestellt werden müssten;
3. Produktionsfunktionsbasierte Ansätze – sie werten die Umwelt als Produktionsfaktor.

Der große Vorteil der Marktbewertungsmethoden liegt darin, dass sie auf Daten basieren, die tatsächlichen (realen) Märkten entstammen oder zu solchen Märkten in Bezug stehen, und somit auf „wirklichen" Präferenzen oder getätigten Aufwendungen von Individuen. Zudem ist es relativ leicht, an solche Daten – z.B. Preise, Mengen, Kosten – zu gelangen. Marktbewertungsmethoden kommen z.B. dort zur Anwendung, wo ein Produkt, wie Holz oder Fisch oder Wasser, gehandelt wird, oder wo Ökosystemdienstleistungen für die Erzeugung von Gütern von Bedeutung sind, beispielsweise bei der Bewertung von sauberem Wasser, das von lokalen Unternehmen als Input für Produktionsprozesse genutzt wird.

6 Vgl. Fromm 1997; vgl. WBGU 1999, S. 52 ff.
7 Vgl. Meyerhoff 1999, S. 25 f.

II. METHODEN DER OFFENBARTEN PRÄFERENZEN (REVEALED PREFERENCES)

Die Methoden der offenbarten Präferenzen (revealed preferences) leiten Werte aus Daten ab, die auf wirklichem (vergangenem) Verhalten beruhen. Sie vertrauen auf die Verbindung zwischen einer gehandelten Ware und der Ökosystemdienstleistung sowie auf die Tatsache, dass die Nachfrage nach der Ware von der Qualität der Ökosystemdienstleistung beeinflusst wird. Menschen enthüllen ihre Präferenzen durch ihre (Auswahl-)Entscheidungen. Die zwei wichtigsten Methoden sind die Reisekostenmethode und der hedonische Preisansatz.

Die Reisekostenmethode. Die Reisekostenmethode wird vor allem für die Bestimmung des Erholungswertes verwendet, der mit Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen verbunden ist. So kann beispielsweise der Besuch eines Sees einen solchen Erholungswert aufweisen. Die Methode beruht auf der Grundannahme, dass Freizeitaktivitäten mit Kosten verbunden sind (direkte Ausgaben für Anreise oder Eintrittsgeld und Opportunitätskosten der aufgewendeten Reisezeit). Genutzt wird sie hauptsächlich, um den Erholungswert eines Ortes zu messen und um zu schätzen, welcher Wert auf dem Spiel stünde, wenn dieser Ort beschädigt würde.

Der hedonische Preisansatz. Der hedonische Preisansatz nutzt Informationen über die implizite Nachfrage nach einem Umweltattribut, die über gehandelte Güter offenbart wird. So besitzen z.B. Häuser oder Grundbesitz im Allgemeinen verschiedene Attribute (Anzahl der Zimmer, Nähe zum Stadtzentrum), von denen einige die Umwelt betreffen (z.B. Nähe zum Wald oder der Ausblick auf einen schönen See). Der hedonische Preisansatz wird genutzt, um Preise von Häusern zu bestimmen, die z.B. in der Nähe eines Waldes oder eines Sees stehen, um sie mit denen weiter entfernt liegender zu vergleichen. Der höhere Preis in der Nähe des Waldes oder des Sees wird als Wert des Umweltgutes angesehen.

III. METHODEN DER GEÄUSSERTEN PRÄFERENZEN (STATED PREFERENCES)

Methoden der geäußerten Präferenzen (stated preferences) basieren auf der Nachfrage nach einer bestimmten Ökosystemdienstleistung (oder einer Änderung in ihrem Vorhandensein). Die Methode umgeht den Bedarf nach Marktdaten, in dem sie die Nachfrage mit Hilfe eines hypothetischen Marktes misst. In Befragungen werden Zahlungsbereitschaften für geschehene oder geplante Umweltveränderungen erhoben, um trade-offs beurteilen oder einstufen zu können. Üblicherweise werden die Antworten mit Hilfe von standardisierten Umfrageverfahren erhoben, die eine repräsentative Auswahl der Bevölkerung einbeziehen.

Es gibt jedoch Schwierigkeiten bei der Konstruktion hypothetischer Märkte. Die Methoden der geäußerten Präferenzen sind die am häufigsten kritisierten Bewertungsmethoden, da manche Kritiker darauf verweisen, dass es oft unklar sein kann, was genau Menschen bewerten (eine Dienstleistung, alle Dienstleistungen etc.), und ob sie strategisch geantwortet haben.

Die wichtigsten Methoden der geäußerten Präferenzen sind:

Kontingente Bewertungsmethode. Diese Methode nutzt Fragebögen, um zu erfahren, wie viel Menschen zu zahlen bereit wären, um Ökosysteme – und die durch sie bereitgestellten Dienstleistungen – zu schützen oder ihren Zustand zu verbessern. Alternativ wird gefragt, wie viel man ihnen bieten müsste, damit sie deren Verlust oder deren Verschlechterung akzeptieren würden.

Choice Modelle. Die Befragten werden mit zwei oder mehren Alternativen konfrontiert, die gemeinsame Attribute der zu bewertenden Dienstleistungen aufweisen, aber in unterschiedlicher Ausprägung des Attributs (eines davon ist der Geldbetrag, den die befragten Teilnehmer für die jeweilige Dienstleistung zahlen müssten).

Die Methoden der geäußerten Präferenzen können sowohl für ex ante als auch für ex post Bewertungen eingesetzt werden.

IV. PROZESSBEZOGENE METHODEN – GRUPPENBASIERTE VERFAHREN

Gruppenbasierte Verfahren umfassen 1) politische Befragungsprozesse, die zur Erhebung qualitativer Präferenzen oder der Konsensfindung genutzt werden, und 2) deliberative Gruppenbewertungen, die Methoden der geäußerten Präferenzen mit Elementen von Beratungsprozessen verbinden, um Werte zu erforschen, wie z.B. Wertepluralismus, Inkommensurabilität, nichtmenschliche Werte, oder soziale Gerechtigkeit.

Ein Aspekt aus BOX 1 soll gesondert hervorgehoben werden. Unter den genannten Bewertungsansätzen erfahren in jüngster Zeit insbesondere die prozessbezogenen Methoden eine besondere Aufmerksamkeit. Sie gehen davon aus, dass Präferenzen in vielen Fällen nicht „in fertiger Form" vorliegen, sondern erst im Rahmen eines Diskurses geprägt und herausgebildet werden.[8]

Abschließend ist zudem noch einmal zu betonen, dass es bei der monetären Bewertung der Gewässerökosysteme nicht darum geht, die im Fokus stehende Naturressource selbst zu bewerten, sondern um die Beschaffung von Informationen, wie Individuen Veränderungen von Mengen und Qualität der Gewässer beurteilen. In der Praxis wird häufig auf Kosten- und Gewinneffekte zurückgegriffen, um die Auswirkungen auf die volkswirtschaftliche Wohlfahrt zu schätzen.[9] Es gibt allerdings zwei Voraussetzungen, die für die ökonomische Bewertung erfüllt sein müssen: die Gewässer müssen einen individuellen Nutzen stiften, also Teil individueller Präferenzen sein, und es ist vonnöten, dass es sich um ein knappes Gut handelt.[10] Dies ist gegeben, wenn „sauberes Wasser" als das interessierende Umweltgut betrachtet wird.

3.3 ZU DEN GRENZEN DER ÖKONOMISCHEN BEWERTUNGSMETHODEN

Bei allen beschriebenen Bewertungsvarianten treten auch Schwierigkeiten bei der Bewertung der Leistungen des Wassers auf. Einige davon seien hier genannt:

- Gemäß dem ökonomischen Ansatz soll mit marginalen Werten gearbeitet werden. Es wird jedoch oft nicht mit marginalen Werten gearbeitet, sondern mit aggregierten Werten. Dabei ist unklar, was tatsächlich in der Natur und beim Wasser eine marginale Einheit ist.
- Um den ökonomischen Gesamtwert zu bestimmen, können Mehrfachzählungen auftreten, was auch der Eigenschaft geschuldet ist, dass die Ökosystemleistungen des Wassers nicht immer komplementär sind.
- Des Weiteren ist es möglich, dass Schwierigkeiten aus der wechselnden Verwendung von Nutzen entstehen, oder aus dem Unterschied, ob Bewertungen ex post oder ex ante durchgeführt werden.[11]
- Ein anderer Aspekt, der die Beurteilung der Ökosystemleistungen von Wasser einschränkt, sind Verteilungsfragen, die sowohl zwischen den Generationen als auch intergenerativ auftreten können.
- Erschwerend hinzu kommen zudem (i) das Problem der unvollständigen Informationen, (ii) die Problematik der Konsumentensouveränität, (iii) die fehlende Möglichkeit der Erfassung der Primär- und Sekundärwerte, die zwischen den Ökosystemen generiert werden, und (iv) die begrenzte Substituierbarkeit dieser Werte, die auch zum irreversiblen Verlust von Werten führen kann.[12]
- Es gibt auch Bedenken, ob die Monetarisierung der Natur im Allgemeinen aus moralischen Gründen überhaupt legitim ist, ähnlich wie bei Menschenleben. Jedoch wird durch Kosten für bestimmte Sicherheitsstandards, wie zum Beispiel im Bau, nicht selten indirekt dem Menschenleben ein gewisser Wert zugeordnet, was der ersten Überlegung also entgegenstehen würde.[13]
- Schließlich ist es auch möglich, dass durch eine bestimmte Handhabung der Bewertungsansätze die Ergebnisse verzerrt werden. Diese Gefahr ist bei direkten Verfahren größer als bei indirekten.[14]

Trotz methodischer Probleme sollte keine der Bewertungsvarianten für Wasser kategorisch abgelehnt werden, die eventuell streitbaren Ergebnisse müssen dann aber mit Vorsicht behandelt werden. Als Alternative stünde sonst nur zur Verfügung, überhaupt nicht zu bewerten und somit keinerlei Informationen über Werte zu erlangen. Für Entscheidungsprozesse würde dies bedeuten, dass antizipierte Umweltschäden eines Projektes nur über eine Umweltverträglichkeitsprüfung erfasst würden. Durch die fehlende Bewertung können sie nicht als Kosten in einer Kosten-Nutzen-Analyse berücksichtigt werden, und es ist einfacher, sie in der Entscheidung zu ignorieren.

8 Vgl. Álvarez-Farizo et al. 2009; Lienhoop und MacMillan 2007; MacMillan et al. 2006.
9 Vgl. Meyerhoff 1999, S. 22; vgl. Hartje et al. 2003, S. 67 f.
10 Vgl. Gren 1994, S. 72; vgl. Meyerhoff 1999, S. 20.
11 Bei internationalen Vergleichsstudien können zudem Bewertungsprobleme aus der Diskrepanz von Nutzeneinschätzungen zwischen Industrie- und Entwicklungsländern entstehen.
12 Vgl. Fromm 1993; vgl. Turner 2002, 2003, S. 498 ff.; vgl. Meyerhoff 1999, S. 28 ff.
13 Vgl. Costanza et al. 1997, S. 255; vgl. Hansjürgens 2003.
14 Vgl. WBGU 1999, S. 67.

4. VERFAHREN DER ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNG: VERKNÜPFUNG VON BEWERTUNG UND STAKEHOLDER-BETEILIGUNG

Von den ökonomischen Bewertungsansätzen ausgehend sollen in diesem Abschnitt Verfahren der Entscheidungsunterstützung angesprochen werden. Dabei stehen die bekannten Verfahren der Kosten-Nutzen-Analyse sowie der Multi-Kriterien-Analyse im Vordergrund. Ein besonderes Gewicht wird auf die Frage gelegt, ob und inwieweit diese Verfahren eine Einbeziehung von Stakeholdern ermöglichen.

4.1 DIE KOSTEN-NUTZEN-ANALYSE

Den Kern der ökonomischen Bewertung stellt häufig die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) dar – oft wird sie mit der ökonomischen Bewertung sogar gleichgesetzt.[15] In der KNA werden die mit Hilfe der erwähnten Bewertungsverfahren ermittelten Nutzen der Ökosystemleistungen von Wasser den Kosten für Maßnahmen zu deren Schutz oder Wiedergewinnung in Geldeinheiten (als mono-kriterielles Verfahren) gegenübergestellt. Hierbei geht es um die Vorteilhaftigkeit aus volkswirtschaftlicher Sicht, die dann zu konkreten Politikempfehlungen (Entscheidungsvorbereitung) formuliert wird. Wichtig bei der Erstellung einer KNA ist die vollständige Erfassung aller Effekte, die es weitestgehend in Geldeinheiten zu quantifizieren gilt. Die KNA soll mit der monetären Erfassung aufsummierter Nutzen und Kosten herausfinden, ob mit einer politischen Maßnahme ein sich lohnender Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt erzielt werden kann. Es werden also unternehmerische Investitionsentscheidungen auf öffentliche Projekte angewendet, jedoch werden hier die Nutzen und Kosten deutlich weiter gefasst, da die ökonomischen Gesamtwirkungen im Fokus der Untersuchung stehen.[16]

In der folgenden BOX 2 sind die Schritte einer KNA wiedergegeben. Die Beachtung dieser Schritte ist wichtig: sie zeigt letztlich, dass die Erstellung einer KNA ein heuristischer Prozess ist, bei dem systematisch die zu berücksichtigenden Maßnahmen, die von einer Maßnahme Betroffenen und die auftretenden Effekte erfasst werden. Die KNA geht so über die Monetarisierung hinaus, denn diese stellt nur einen Schritt in diesem Prozess dar.

BOX 2: SCHRITTE DER KOSTEN-NUTZEN-ANALYSE

Schritt 1: Abgrenzung des Untersuchungsraumes[17] *sowie der Stakeholder.*

In einem ersten Schritt sind der Untersuchungsraum und die betroffenen Stakeholder einer konkreten politischen Maßnahme abzugrenzen. Die Erfassung dieser gibt erste Anhaltspunkte, bei welchen Personenkreisen Nutzen und Kosten auftreten können. Zu den Stakeholdern ökologischer Leistungen des Wassers gehören alle, die direkte und indirekte Nutzen oder Kosten aus einer Maßnahme ziehen.

Schritt 2: Identifizierung der von einem Ökosystem ausgehenden Nutzenstiftungen, d.h. der ökonomisch relevanten Ökosystemleistungen („Mengengerüst").

Inhaltlich kann hier auf die Erfassung der verschiedenen Ökosystemfunktionen und -leistungen verwiesen werden, wie sie oben in Abschnitt 3 beschrieben wurde. Methodisch kann auf das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes hingewiesen werden. Es ist zu betonen, dass die Erfassung eines Mengengerüsts Voraussetzung ist, um ökonomische Werte zu bestimmen. Erst wenn die Menge eines Gutes erfasst ist, kann eine Bewertung dieser Menge erfolgen. In vielen Fällen muss sich die ökonomische Bewertung mit einer Erfassung des Mengengerüsts begnügen, da keine adäquaten Verfahren der Wertbestimmung (Monetarisierung) zur Verfügung stehen.

Schritt 3: Monetäre Bewertung der relevanten Wirkungen.

Die Bewertung von Nutzen und Kosten in Geldeinheiten besagt nicht, dass in Geldeinheiten bewertete Wirkungen besonders wichtig sind. Es sind vielmehr Praktikabilitätsüberlegungen, weil hierdurch die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Schäden, aber auch von Nutzen und Kosten besser realisiert werden kann. Sofern möglich sollte auf Marktpreise zurückgegriffen werden. Sofern keine Marktpreise vorhanden sind, etwa aufgrund unvollständigen Wettbewerbs oder der Abwesenheit eines Marktes (wie bei öffentlichen Gütern), muss die Bewertung über direkte und indirekte Verfahren der Präferenzaufdeckung erfolgen.

[15] Vgl. Hanush 1994; vgl. Hanley und Spash 1993; Hansjürgens 2003.
[16] Vgl. Hartje et al. 2003, S. 90.
[17] Vgl. Hanley und Spash 1993; Fromm 1997; Hansjürgens 1998; WBGU 1999.

Schritt 4: Abdiskontierung zukünftiger Nutzen und Kosten.

Sofern die Nutzen und Kosten einer Regulierungsmaßnahme in zukünftigen Perioden anfallen, müssen diese auf den Gegenwartszeitpunkt abdiskontiert werden. Dies ergibt sich daraus, dass in der Zukunft verfügbare Vorteile herkömmlich eine geringere individuelle Wertschätzung in der Gegenwart aufweisen als gegenwärtig verfügbare Vorteile. Im Rahmen der NKA stellt dabei die Festlegung eines geeigneten Diskontierungsfaktors ein zentrales Problem dar.

Schritt 5: Ermittlung des Nettonutzens.

Aus der Gegenüberstellung der abdiskontierten Nutzen und abdiskontierten Kosten ergibt sich der Gegenwartswert einer bestimmten Maßnahme. Bei mehreren Alternativen ist die Maßnahme mit dem höchsten Gegenwartswert auszuwählen. Die ausgewählte Maßnahme stellt die aus ökonomischer Sicht effizienteste Lösung dar; sie verspricht den vergleichsweise größten Wohlfahrtsgewinn.

Schritt 6: Sensitivitätsanalysen

In einem letzten Schritt wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, indem gezeigt wird, wie sensibel das Gesamtergebnis auf die Veränderungen einzelner Parameterwerte reagiert. Dieser Schritt ist insbesondere erforderlich, um das Ausmaß an Unsicherheit transparent zu machen

Für den Fall, dass verschiedene politische Maßnahmen zu einem vergleichbaren Nutzen führen, kann auch eine **Kosten-Wirksamkeits-Analyse** durchgeführt werden. Hierbei wird der Fokus auf die Nachteile (Kosten) gelegt, die Vorteile (Nutzen) werden annahmegemäß als gleichwertig betrachtet. Schließlich gilt es die Maßnahme durchführen, bei der im Vergleich zu den anderen Handlungsalternativen die Nachteile am geringsten ausfallen. Diese Maßnahme wird als effizient angesehen, da sie zum gegebenen Nutzen die geringsten Kosten produziert.

Die Einbeziehung von Stakeholdern in die KNA kann in unterschiedlicher Weise erfolgen. Zum einen werden deren Betroffenheiten systematisch erfasst, was für sich genommen schon einmal ein wichtiger Aspekt ist, um bei öffentlichen Entscheidungen angemessen vorzugehen. Zum anderen kann die eigentlichen Bewertungen, d.h. die Monetarisierung, durch eine Präferenzen-basierte Bewertung – wie im obigen Abschnitt 3 beschrieben, vorgenommen werden. Üblicherweise jedoch wird die KNA ohne eine explizite Beteiligung von Stakeholdern durchgeführt.

4.2 DIE MULTIKRITERIENANALYSE

Es gibt Situationen, bei denen eine Entscheidung aufgrund monokriterieller Indikatoren unangebracht erscheint. Dies ist gegeben, wenn ein mehrdimensionales Problem vorliegt und verschiedene Lösungsansätze existieren. In diesem Fall kann eine Multikriterienanalyse (MCA) eingesetzt werden, um eine systematische Entscheidungsvorbereitung bei einer gegebenen Auswahl von Alternativen zu ermöglichen. Diese Alternativen werden mit Bezug auf ein mehrdimensionales Zielsystem strukturiert, bewertet und geordnet. Die MCA ist ein Werkzeug, welches als Entscheidungshilfe fungiert und gleichzeitig als Evaluierungsmethode dient. Sie kann als integriertes Instrument in Entscheidungsprozessen vorkommen, externer Entscheidungsvorbereitungen dienen oder als zielübergreifende Bewertungsmethode eingesetzt werden. In der Praxis kann sie derweil ebenso unterschiedlich verwendet werden: entweder zur umfassenden Bewertung von diversen Fördermaßnahmen, als zusammenfassende Beurteilung eines Maßnahmenprogramms oder als Bewertungsschablone in einfachen Modellen.

Das Vorgehen bei der MCA ist BOX 3 zu entnehmen.

BOX 3: VORGEHENSWEISE BEI DER MCA[18]

Schritt 1: Bestimmung der zu bewertenden Aktionen.

Projekte, Maßnahmen, Richtlinien und gegebenenfalls Politikfelder sind hierbei zu erfassen, möglichst in verschiedenen Kategorien.

Schritt 2: Identifizierung der Ziele.

Es sollten dabei sowohl Politikziele als auch Qualitätskriterien berücksichtigt werden.

Schritt 3: Ableitung von Bewertungskriterien.

Durch diesen Schritt erfolgt die Operationalisierung der ausgewählten Ziele. D.h. die Zielinhalte müssen eindeutig wiedergegeben, die Wirkungen der Maßnahmen vollständig erfasst, Unabhängigkeit gewährleistet und quantitative Messbarkeit sichergestellt werden.

Schritt 4: Gewichtung der Kriterien.

Die Ziele bekommen eine Rangordnung, entweder durch politische Entscheidungen oder durch Evaluation. Hierdurch werden Präferenzen und Interessen offengelegt. Subjektive Wertungen und Interessen werden also ebenfalls ausgewiesen, anschließend diskutiert und somit die Transparenz erhöht.

Schritt 5: Bewertung des Beitrags jeder Maßnahme zu jedem Ziel.

Es wird ein Wirkungsmodell erstellt, wobei quantitative Daten und Schätzungen, qualitativ geordnete und allgemein qualitative Beschreibungen und ratings einfließen können. Die Bewertung erfolgt schließlich durch externe Experten. Optional können zudem Programm- oder Richtlinienverantwortliche und andere Entscheidungsträger mit einbezogen werden. Wichtig ist jedoch vor allem die Entwicklung eines eindeutigen Rankings, wozu auch gegebenenfalls qualitative Bewertungen in kardinale Werte übersetzt werden müssen. Letztendlich entsteht eine multikriterielle Bewertungsmatrix.

Schritt 6: Aggregation der Bewertungen und Erstellung einer Rangordnung.

Die Gewichtungen und die numerischen Bewertungen ergeben zusammen einen Gesamtscore. Somit ist es möglich eine vergleichende Bewertung unterschiedlicher Maßnahmen und Ziele in verschiedenen Dimensionen zu ermöglichen. Dissensbereiche werden abgegrenzt und auch bei nicht existierender optimaler Lösung können gemeinsame Empfehlungen formuliert werden.

Die MCA als Instrument zur Entscheidungsfindung bei Prozessen mit verschiedenen Interessensgruppen dient vor allem der Entscheidungsvorbereitung. Beachtung sollte auch der Informationsverlust bei der Verdichtung und Interpretation der Ergebnisse finden. Des Weiteren sind ein umfassendes Expertenwissen und eine große Erfahrung mit Evaluierungen für einen erfolgreichen Einsatz dieses Verfahrens als Voraussetzungen anzusehen. Ebenso sind entsprechende Kompetenzen bei Politik und Verwaltung für einen sinnvollen Umgang mit der MCA unabdingbar.[19]

Die MCA lässt sich in besonders guter Weise mit der Einbeziehung von Stakeholdern verbinden. Die Stakeholder können herangezogen werden, um die Kriterien der Beurteilung mit zu entwickeln. Darüber hinaus können die einzelnen Gewichte, mit denen die Kriterien in die Gesamtabwägung einfließen, durch Stakeholder bestimmt werden. Es gibt im Wasserbereich eine ganze Reihe von Forschungsprojekten, die einen solchen Ansatz der partizipativen Stakeholder-Beteiligung verfolgt haben. Genannt sei an dieser Stelle das Projekt GLOWA Elbe des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (Wechsung et al. 2005).

[18] Vgl. Meyer 2007.
[19] Vgl. Meyer 2007.

5. EMPFEHLUNGEN

Für die Bewertung von Wasser in Landschaften werden – aufbauend auf den obigen Darlegungen sowie auf Hinweisen aus der Literatur (insbesondere EPA 2009; Umweltbundesamt 2007a; 2007b) – im Folgenden einige Empfehlungen ausgesprochen. Sie beziehen sich übergreifend auf drei Felder, die unter den Begriffen erweiterter Ansatz, integrativer Ansatz sowie prozessbasierter Ansatz subsumiert werden. Die Empfehlungen zu diesen drei Feldern werden im Folgenden konkretisiert und erläutert. In Klammern ist jeweils angegeben, an wen sich die jeweilige Empfehlung richten soll.

5.1 „ERWEITERTER" ANSATZ

Die erste übergreifende Empfehlung lautet, für die Bewertung von Wasser in Landschaften einen „erweiterten Ansatz" zu verwenden. Diese Empfehlung bezieht sich zunächst einmal ganz allgemein auf den Umstand, dass im deutschsprachigen Raum – anders als z.B. in den USA und im Vereinigten Königreich – ökonomische Bewertungsansätze überhaupt kaum systematisch Berücksichtigung finden (Hackl und Pruckner 2000; Meyerhoff et al. 2007). Was den Stand der Einbeziehung von Bewertungsverfahren in öffentlichen Entscheidungen anbetrifft, ist Deutschland eher Entwicklungs- als fortschrittliches Industrieland.
(Politik, Verwaltung)

Über diese allgemeine Feststellung hinaus können einige weitere Empfehlungen ausgesprochen werden, die einen höheren Grad an Konkretheit aufweisen.

(1) Bei der Bewertung von Wasser sollte ein weiterer Wertbegriff benutzt werden, als es in der Vergangenheit bei vielen Projekten vielfach üblich war. In der Vergangenheit wurden oft nur ökonomische Werte in eine Bewertung aufgenommen, und dies auch nur dann, wenn sie erfassbar und monetarisierbar waren. Die einseitige Bevorzugung des „Messbaren" und „Monetarisierbaren" gegenüber dem „Nicht-Messbaren" und „Nicht-Monetarisierbaren" hat u.a. zu einer starken Ablehnung von ökonomischen Kosten-Nutzen-Analysen und anderen ökonomischen Verfahren in breiten Teilen der umweltorientierten Öffentlichkeit und auch bei vielen Wissenschaftern geführt (siehe als Beispiel Klie 2010). Dieser Tendenz ist zu begegnen, indem im Rahmen einer Bewertung gezielt die den Menschen wichtigsten – und nicht die am besten messbaren – Werte berücksichtigt werden. Dies kann dadurch geschehen, dass zum einen eine systematische und frühzeitige Einbeziehung von Stakeholdern erfolgt, um wichtige Werte in Erfahrung zu bringen (siehe mehr dazu unten), und dass zum anderen ein breites Verständnis von Werten zugrunde gelegt wird. Damit sind nicht nur direkte nutzungsbezogene Werte in eine Bewertung einzubeziehen, sondern auch indirekte nutzungsbezogene Werte oder nichtnutzungsbezogene Werte oder gar außerökonomische Werte, die nicht auf einem nutzungsbezogenen Werte-Konzept beruhen.[20]
(Politik, Verwaltung)

(2) In konzeptioneller Hinsicht ist der Bewertung eine breitere Auswahl an Bewertungsmethoden zugrunde zu legen und auch im Rahmen von Entscheidungsverfahren anzuerkennen. In der bisherigen Praxis vieler Bewertungsprojekte wie auch im Rahmen von staatlich vorgeschriebenen Bewertungsverfahren (z.B. Bundesverkehrswegeplanung; EU-Richtlinie über die Regulierung von Chemikalien – REACH) erfolgt oftmals eine einseitige Konzentration des vorgeschriebenen Bewertungsverfahrens auf die Kosten-Nutzen-Analyse. Im Rahmen von einzusetzenden Bewertungsmethoden wird dann häufig auf mit geringem Aufwand durchführbare („einfache") Methoden, wie z.B. die Aufwandmethode oder die Ersatzkostenmethode als kostenorientierte Methoden, zurückgegriffen. Diese Vorgehensweise ist dann bedenklich, wenn die gewählten Methoden nicht nach eingehender Prüfung aus Gründen der Angemessenheit, sondern aus Gewohnheits- oder Vereinfachungsgründen angewendet werden. Es ist zu betonen, dass die Wahl einer geeigneten Bewertungsmethode eine zentrale Voraussetzung für eine „gute" Bewertung ist und daher nicht allein aus Gewohnheits- oder Kostenaspekten heraus, sondern unter umfassender Würdigung der Geeignetheit der Methode erfolgen sollte. Eine unüberlegte Auswahl von Methoden kann zur Unterschätzung der Umweltschäden führen, weil Dinge, die nicht im Markt gehandelt werden oder nutzungsunabhängige Werte nicht berücksichtigt werden. Gerade bei Entscheidungen im Hinblick auf die Wasserqualität spielen nutzungsunabhängige Werte eine wichtige Rolle.
(Politik, Verwaltung)

(3) Es ist eine prinzipielle Gleichberechtigung von monetären, quantitativen und qualitativen methodischen Ansätzen einzufordern. Oft wird (bisweilen auch implizit) von einer

[20] Diese breite Perspektive lässt sich im Übrigen auch dem ökonomischen Selbstverständnis über die Möglichkeiten und Grenzen der ökonomischen Bewertung entnehmen (Hansjürgens 2003).

Dominanz und damit höheren Gewichtung von monetär erfassten Werten im Vergleich zu anderen (quantitativen oder gar qualitativen) Werten ausgegangen. Diese einseitige Orientierung auf das Messbare und Monetarisierbare (siehe oben) ist nicht sachgerecht. Die Bewertenden müssen daher immer sehr sorgfältig auf diese Gefahr von Verzerrungen hinweisen und die prinzipielle Gleichberechtigung von unterschiedlich quantifizier- und monetarisierbaren Werten erläutern; die Nutzer der Bewertung sollen diese Zusammenhänge beachten.
(Politik, Verwaltung)

(4) Für die Anwendung von Bewertungsmethoden spielt der Aspekt des Aufwandes zur Ermittlung von Werten eine besondere Rolle. Es ist aus Kostengründen oft nicht möglich, Werte umfassend (z.B. im Rahmen einer ökonomischen Zahlungsbereitschaftsanalyse) zu erheben. Auf die Notwendigkeit einer sorgfältigen und begründeten Auswahl der Bewertungsmethode ist unter Empfehlung (2) schon hingewiesen worden. Es kommt aber ein zusätzlicher Aspekt hinzu: Eine besondere Rolle dürften für die Zukunft nämlich solche Verfahren spielen, die Bewertungen aus bestehenden Studien und Untersuchungen erfassen und auf ein neues Bewertungsobjekt zu übertragen versuchen. Der Methode des „Benefit Transfer" kommt eine besondere Bedeutung zu. Es wird dringend eine verbesserte Untersuchung der Möglichkeiten und Grenzen dieses methodischen Verfahrens eingefordert.
(Forschung)

(5) Insgesamt besteht bei den Bewertungsmethoden ein Bedarf zur Erstellung einer Methodenkonvention über ihre Einsatzmöglichkeiten und Grenzen. Eine solche Methodenkonvention besteht z.B. in den USA für die Bewertung von Ökosystemleistungen für die EPA (EPA 2009). In Deutschland gibt es eine solche Konvention mit Blick auf die Bewertung von Umweltexternalitäten (siehe Umweltbundesamt 2007a). Es wird angeraten, eine solche Methodenkonventionen für Deutschland im Bereich der Bewertung von Umwelteffekten, insbesondere mit Blick auf Ökosystemleistungen, vorzunehmen. Denn während Methoden zur Erfassung von Umweltexternalitäten im Allgemeinen durch die bestehende Methodenkonvention des UBA recht gut erfasst werden, fehlt eine solche Betrachtung im Bereich der Ökosystemleistungen, die von Maßnahmen im Gewässerschutz beeinflusst werden.
(Politik, Verwaltung, Forschung)

5.2 „INTEGRATIVER" ANSATZ

(6) Für die Bewertung von Wasser in Landschaften bezieht sich eine zweite Gruppe von Empfehlungen auf die Zusammenarbeit zwischen Wissenschaftlern im Sinne der Interdisziplinarität.[21] Hier steht eine Empfehlungen bzw. Forderungen im Vordergrund: Naturwissenschaften, Ingenieure und Sozialwissenschaftler sollten bei der Bewertung von Wasser in Landschaften verstärkt zusammenarbeiten. Die Zusammenarbeit bezieht sich dabei auf den gesamten Prozess der Bewertung: von der Problemdefinition, über die Charakterisierung der verschiedenen Werte, bis hin zu ihrer Erfassung und Messung. Die Zusammenarbeit sollte bei Projekten möglichst in einer frühen Phase beginnen. Dies stellt sicher, dass bei der Bewertung von Wasser sowohl fachbezogene natur- und ingenieurwissenschaftliche Aspekte als auch juristische, ökonomische, soziologische und politikwissenschaftliche Aspekte berücksichtigt werden können. Es ist zu betonen, dass bei vielen wissenschaftlichen Ansätzen zur Bewertung und auch bei vielen Projekten in der Praxis anders vorgegangen wird (wenngleich hier die EU-Wasserrahmenrichtlinie neue Formen der Zusammenarbeit einfordert): Natur- und ingenieurwissenschaftliche Ergebnisse werden an die Sozialwissenschaften „übergeben", damit sie den Transfer von Ergebnissen im Sinne der Umsetzbarkeit in die Praxis „organisieren". Diese technokratische Perspektive des Wissenstransfers ist jedoch veraltet und dürfte in vielen Fällen zum Scheitern verurteilt sein. Hierfür ist zum einen maßgeblich, dass es für Natur- und Ingenieurwissenschaften wichtig ist, Fragestellungen auch aus einer sozialwissenschaftlichen Perspektive zu hören und bei ihrer Bewertung einzubeziehen, wenn es zum Beispiel darum geht, juristische oder ökonomische Abwägungen zu berücksichtigen. Umgekehrt ist maßgeblich, dass Sozialwissenschaftler die fachbezogenen Expertisen von Natur- und Ingenieurwissenschaftlern in ihren Bewertungen berücksichtigen, weil sie so den Bewertungsgegenstand (das zu bewertende Objekt) ausreichend genau kennenlernen, um zu einer „guten" Bewertung angemessen beitragen zu können.
(Forschung)

[21] Bekanntlich gibt es verschiedene Ansätze zur Definition von Inter- und von Transdisziplinarität. In diesem Gutachten wird von Interdisziplinarität gesprochen, wenn es um die Zusammenarbeit zwischen wissenschaftlichen Disziplinen geht, um ein Problem gemeinsam zu bearbeiten, und von Transdisziplinarität, wenn das Zusammenwirken des wissenschaftlichen mit dem nicht-wissenschaftlichen Bereich angesprochen ist. Auf letzteres wird im folgenden Abschnitt 5.3. eingegangen.

5.3 „PROZESSBASIERTER ANSATZ"

Die Gruppe von Empfehlungen an eine „gute" Bewertung von Wasser in Landschaften, die hier als „prozessbezogen" bezeichnet wird, zielt vor allem auf die Gestaltung des Bewertungsprozesses im Sinne einer Beteiligung betroffener Stakeholder. Eine solche Beteiligung ist nicht nur zu empfehlen, um zu einer „guten" Bewertung zu gelangen, indem Stakeholder ihr Stakeholder-Wissen gezielt in den Prozess einspeisen und dadurch das fachbezogene wissenschaftliche Wissen ergänzen. Sie ist auch deshalb zu empfehlen, weil hierdurch die Grundlagen geschaffen werden, um zu einer größeren Akzeptanz vorgeschlagener Lösungen zu gelangen und damit letztlich auch zur Implementierung von wissenschaftlichen Lösungsansätzen im politischen Prozess.

(7) Zu wiederholen ist an dieser Stelle die obige Empfehlung (1), nach der bei einer Bewertung die für Politik, Wirtschaft und Gesellschaft „wichtigsten" Aspekte – und nicht die am besten messbaren und monetarisierbaren – als Grundlage einer Entscheidung dienen. Diese Empfehlung soll hier unter einer anderen Perspektive noch einmal betont werden. Was „wichtig" ist, kann zum einen der Wissenschaftler (als Experte und Wissensträger) einbringen. Zum anderen sollte seine Sichtweise aber nicht alleine gelten und isoliert stehen; vielmehr sollte bei einer „guten" Bewertung auch die Sichtweise von Interessengruppen und Betroffenen (u.U. in Abstimmung mit Wissenschaftlern) artikuliert werden, was diese als wichtig ansehen. „Wichtig" bezieht sich hier mindestens auf die folgenden vier Dimensionen:

- die Identifikation der „wichtigen" Gewinner und Verlierer – wichtig in dem Sinne, dass bei einem zu bewertenden Projekt ein Urteil gefällt werden muss, welche Gewinner und Verlierer für ein Problem relevant sind und in die Entscheidungsfindung und Bewertung einbezogen werden sollen und welche nicht;[22]
- die Definition und Entwicklung von Beurteilungskriterien – wichtig bedeutet hier, dass Kriterien aufgegriffen werden, die für die Stakeholder bedeutsam sind;
- die Offenlegung von Gewichtungsfaktoren für die Beurteilung – wichtig bedeutet hier, dass die Stakeholder bei der Gewichtung von Kriterien mitwirken.
- Gegebenenfalls können auch Unsicherheitsanalysen in Abstimmung mit Stakeholdern vorgenommen werden – wichtig aus Stakeholdersicht kann hier z.B. bedeuten, dass die Stakeholder ein risikoaverses Verhalten haben, was entsprechend in die Bewertung aufzunehmen ist.

(Politik, Verwaltung, Forschung)

(8) Bei den Entscheidungsunterstützungsverfahren sollte denjenigen Verfahren ein besonderes Gewicht eingeräumt werden, die vom Ansatz her explizit eine Einbeziehung von Stakeholdern in die Bewertung vorsehen. Dies ist z.B. bei der Multi-Kriterien-Analyse der Fall, wenn bei der Entwicklung und Diskussion von Kriterien sowie bei der Bestimmung von Gewichten auf Stakeholder zurückgegriffen wird. Oft ist jedoch ein Bewertungsverfahren nicht per se schlechter geeignet als ein anderes (z.B. die Kosten-Nutzen-Analyse schlechter als ein multikriterieller Ansatz); vielmehr hängt es entscheidend von der Ausgestaltung des Verfahrens im konkreten Fall ab, ob und inwieweit Stakeholder in einer dem „guten" Bewertungsprozess förderlichen Weise einbezogen werden.
(Politik, Verwaltung, Forschung)

(9) In ähnlicher Weise ist bei den ökonomischen Bewertungsmethoden zu berücksichtigen, ob und inwieweit sie eine prozessbezogene Komponente aufweisen. Einige der neueren Methoden, wie z.B. das Citizen's Jury-Verfahren und der Market Stall-Ansatz, weisen explizit eine Stakeholderbeteiligung in dem Sinne auf, dass aufgrund der Komplexität des zu bewertenden Umweltgutes Präferenzen in einem sorgfältigen Prozess erst herausgebildet werden. Diese Ansätze, die bisher erst vereinzelt und eher selten durchgeführt werden, sollten hinsichtlich ihrer Möglichkeiten und Grenzen auch wissenschaftlich noch weiter untersucht werden.[23]
(Politik, Verwaltung, Forschung)

(10) Eine letzte Frage betrifft schließlich die Analyse des Erfolges partizipativer Ansätze selbst. Es fehlt häufig das Wissen darüber, ob partizipative Bewertungsansätze und Methoden der Stakeholderpartizipation zu mehr oder weniger Erfolg führen. Wichtig erscheint daher auch eine ex-post-Analyse erfolgter Verfahren. Dabei ist freilich nicht nur zu untersuchen, ob durch die Einbeziehung von Stakeholdern wirklich andere Ergebnisse herauskommen, sondern es sind auch die weichen prozessbezogenen Kriterien (mehr Zustimmung, größere Akzeptanz, Reduzierung von Widerständen) einzubeziehen.
(Politik, Verwaltung, Forschung)

---

[22] Es ist völlig klar, dass dies eine schwierige Frage enthält. Wer entscheidet darüber, welcher Stakeholder wichtig und daher einzubeziehen ist? Nach dem in diesem Gutachten zugrunde liegenden Verständnis muss diese Frage auf eine demokratische Weise gelöst werden, ohne dass an dieser Stelle der Raum ist, das „Wie" eines solchen Vorgehens zu behandeln.

[23] Vgl. Lienhoop und Hansjürgens 2010; MacMillan et al. 2006.

6. LITERATUR

Álvarez-Farizo, B., Gil, J.M., Howard, B.J. (2009): Impacts from restoration strategies: Assessment through valuation workshops. Ecological Economics 68 (3), 787-797.

Barbier, E. B., Acreman, M., Knowler, D. (1997): Economic valuation of wetlands: A guide for policy makers and planners. Ramsar Convention Bureau, Gland.

Bri**scoe, J.** (1996): Water as an economic good: The idea and what it means in practice, Paper presented at the World Congress of the International Commission on Irrigation and Drainage, Cairo, nach dem Manuskript zitiert.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeems, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. Nature 387, 253–260.

DEFRA Department for the Environment, Food and Rural Affairs (2007): Introductory Guidance for Evaluating Ecosystem Services. Defra, London.

EPA Environmental Protection Agency (2009): Valuing the Protection of Ecological Systems and Services. A Report of the EPA Science Advisory Board, May 2009. Washington, D.C.

Eser, U., Neureuther, A.-K., Müller, A. (2011): Klugheit, Glück, Gerechtigkeit. Ethische Argumente in der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt, Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, nach dem Manuskript zitiert.

Fromm, O. (1997): Möglichkeiten und Grenzen einer ökonomischen Bewertung des Ökosystems Boden. Peter Lang, Frankfurt/Main.

Gren, I.-M., Foke, C., Turner, K., Batemen, I. (1994): Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems. Environmental and Resource Economics 4, 55-74.

Griffin, R.C. (2007): Water Resource Economics. The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects, Washington, D.C.

Hackl, F., Pruckner, G. J. (2000): Braucht die deutsche Umweltpolitik einen Exxon Valdez Tankerunfall? Perspektiven der Wirtschaftspolitik 1, 93-114.

Hanemann, M. (2005): The Value of Water. University of California, Berkeley, unveröffentlichtes Manuskript.

Hanley, N., Spash, C. L. (1993): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar, Cheltenham.

Hansjürgens, B. (1998): Ökonomische Bewertung der Regulierung von Gefahrstoffen, in: Winter, G., Ginsky, H., Hansjürgens, B. (1998): Die Abwägung von Risiken und Kosten in der europäischen Chemikalienregulierung, Erich Schmidt-Verlag, Berlin, 283-370.

Hansjürgens, B. (2003): Economic Valuation through cost-benefit-analysis – possibilities and limitations. Toxicology 205, 241-252.

Hanusch, H. (1994): Nutzen-Kosten-Analyse. WiSo Kurzlehrbücher. Verlag Vahlen, 2. Aufl., München.

Hartje, V., Meyerhoff, J., Dehnhardt, A. (2003): Endbericht: Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe. Technische Universität Berlin, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Berlin.

Klie, A. (2010): Die Bewertung von Umweltgütern mittels Zahlungsbereitschaft. Woran die Kosten-Nutzen-Analyse scheitert, GAIA 19(2): 103-109.

Lienhoop, N., MacMillan, D. (2007): Contingent Valuation: Comparing participant performance in group-based approaches and personal interviews. Environmental Values 16(2), 209-232.

Lienhoop, N., Hansjürgens, B. (2010): Vom Nutzen der ökonomischen Bewertung in der Umweltpolitik. GAIA 4, 255-259.

MacMillan, D. C., Hanley, N., Lienhoop, N. (2006): Contingent Valuation: Environmental Polling or Preference Engine? Ecological Economics 60, 299-307.

Meyer, S. (2007): Der Einsatz von Scoring-Modellen in der Ex-Ante Evaluation. Arbeitskreis Strukturpolitik der DeGEval, Frühjahrsworkshop 1./2. März 2007.

Meyerhoff, J. (1999): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen. Technische Universität Berlin, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Berlin.

Meyerhoff, J., Lienhoop, N., Elsasser, P. (Hrsg.) (2007): Stated Preference Methods for Environmental Evaluation: Applications from Austria and Germany. Metropolis, Marburg.

MA – Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington D.C.

Rogers, P., Bhatia, R., Huber, A. (1998): Water as a Social and Economic Good: How to Put Principle into Practice. Global Water Partnership, Swedish International Development Cooperation Agency, Stockholm.

Rogers, P., de Silva, R., Bhatia, R. (2002): Water as an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. Water Policy 4, 1-17.

ten Brink, P. (2008): Measuring benefits from Ecosystem Services – Integrating monetary and non-monetary estimates. Presentation at the workshop on the Economics of the Global Loss of Biological Diversity, 5.-6. März, Brüssel.

TEEB – The Economics of Ecosystem and Biodiversity (2010): TEEB Ecological and Economic Foundations. Hrsg.: Pushpam Kumar. Earthscan, London.

TEEB – The Economics of Ecosystem and Biodiversity (2011): TEEB for International and National Policy Makers. Hrsg.: Patrick ten Brink. Earthscan, London.

Turner, R. K., van den Berg, J.C., Söderqvist, T., Barendregt, A. van der Straaten, J., Maltby, E., van Ierland, E.C. (2000): Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. Special Issue: The Value of Wetlands: Landscape and Institutional Perspectives, Ecological Economics 35, 7-23.

Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., Georgiou, S. (2003): Valuing Nature: lessons learned and future research directions. Ecological Economics 46, 493-510.

U**mweltbundesamt** (2007a): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Dessau.

Umweltbundesamt (2007b): Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten Bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen von öffentlichen Investitionen. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, April 2007, Dessau.

Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.) (2005): Auswirkungen des Globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Weißensee Verlag, Berlin.

WBGU (1999): Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Welt im Wandel: Umwelt und Ethik, Sondergutachten. Metropolis, Marburg.

Young, R.A. (2004): Determining the Economic Value of Water, Concepts and Methods, Resources for the Future, Washington, D.C.

Young, R.A. (2005): Water as an economic good, in: Brower, R., Pearce, D. (Hrsg.): Cost-Benefit Analysis and Water Resource Management, Edward Elgar, Cheltenham, 13-45.

7. ANHANG*

DETAILLIERTE BESCHREIBUNG DER BEWERTUNGSMETHODEN (in Anlehnung an Young 2004; DEFRA 2007; TEEB 2011; verändert)

ÖKONOMISCHE BEWERTUNGSMETHODEN	BESCHREIBUNG	ERFASSTE WERTEKATEGORIEN
I. MARKTANALYSE (MARKTBEWERTUNGSMETHODEN)		
1. PREISBASIERTE ANSÄTZE (MARKTPREISE)	Marktpreise können genutzt werden, um den Wert von Ökosystemleistungen festzuhalten, die gehandelt werden, z.B. den Marktwert von Forstprodukten. Selbst wo Marktpreise vorhanden sind, müssen sie jedoch eventuell angepasst werden, um Verzerrungen wie z.B. Subventionen zu berücksichtigen. Marktpreise können als Ersatz für direkte und indirekte Gebrauchswerte dienen, erfassen aber keine nutzungsunabhängigen Werte; der Marktpreis wird als Ausdruck der minimalen Zahlungsbereitschaft angesehen.	Direkte und indirekte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden z.B. Holz, Fisch, genetische Information, Wert von sauberem Wasser, das lokale Unternehmen für die Produktion nutzen.
2. KOSTENBASIERTE ANSÄTZE	Diese Ansätze betrachten die Kosten im Verhältnis zur Inanspruchnahme von Umweltgütern und -leistungen. Sie stellen nur Ersatzwerte zur Verfügung. Beispiele kostenbasierter Ansätze sind jene, die einen Wert einer natürlichen Ressource aus dem Betrag ableiten, den es kostet, sie zu ersetzen oder wiederherzustellen, nachdem sie beschädigt wurde.	
A) OPPORTUNITÄTS-KOSTEN	Diese Methode betrachtet den entgangenen Wert von Umweltmaßnahmen (z.B. Opportunitätskosten landwirtschaftlicher Produktion, auf die verzichtet wird, wenn Agrarland aufgeforstet wird).	Entgangene direkte und indirekte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden. Alle anderen entgangenen Werte müssen mit offenbarten und geäußerten Präferenzmethoden erfasst werden.
B) VERMEIDUNGS-KOSTEN	Diese Methode richtet die Aufmerksamkeit auf den Preis, der von Individuen gezahlt wird, um negative Umwelteinflüsse zu vermeiden oder zu verringern (z.B. die Kosten eines Wasserfilters für Trinkwasser).	Direkte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden (Filter für sauberes Wasser, Hochwasserschutzmaßnahmen).
C) ERSATZKOSTEN	Dieser Ansatz betrachtet Kosten für die Bereitstellung eines Ersatzgutes, das ähnliche Funktionen hat wie das Umweltgut. Z.B. kann der Wert von Feuchtgebieten, die vor Überflutung schützen, auf der Grundlage der Kosten geschätzt werden, die beim Bau von Deichen von gleicher Effektivität anfallen. Da Feuchtgebiete eine Bandbreite an Ökosystemdienstleistungen bieten, würde diese Kalkulation eine Minimalschätzung des Wertes eines solchen Gebiets darstellen.	Direkte Nutzwerte und indirekte Nutzwerte. Alle anderen Werte (z.B. eines Feuchtgebietes, eines Mangrovenwaldes) werden durch die Methode aber nicht erfasst.
D) WIEDERBESCHAFFUNGS-KOSTEN	Diese Methode betrachtet die Kosten, die entstehen, wenn ein beschädigtes Gut ersetzt oder sein Originalzustand wiederhergestellt wird, und verwendet diese Kosten, um den Nutzen einer Wiederherstellung zu messen. Sie wird häufig angewandt, da es oft einfach ist, solche Kostenschätzungen zu finden.	Direkte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden. Alle anderen Werte (z.B. der Wert der Aufforstung eines Waldes) werden nicht erfasst.
3. PRODUKTIONS-FUNKTIONS-ANSATZ	Dieser Ansatz betrachtet die Beziehung zwischen einer bestimmten Ökosystemdienstleistung und der Herstellung einer Handelsware. Umweltgüter und -dienstleistungen werden als Faktoren im Produktionsprozess betrachtet, und ihr Wert wird aus den Änderungen im Produktionsprozess gefolgert, die durch Veränderungen der Umwelt nötig werden.	Direkte und indirekte Nutzwerte, die auf Märkten gehandelt werden.

II. METHODEN DER OFFENBARTEN PRÄFERENZEN		
1. REISEKOSTEN-METHODE	Eine auf Umfragen basierende Technik, die die Kosten, die Individuen bei einem Ausflug an einen Erholungsort entstehen (z.B. Reisekosten, Eintrittsgelder, Opportunitätskosten für), als Ersatzgröße für den Erholungswert des Ortes nutzt. Die Methode kann keine marginalen Umweltveränderungen messen.	Nutzwerte, die nicht auf Märkten gehandelt werden (Erholung im Wald).
2. HEDONISCHER PREISANSATZ	Beim hedonischen Preisansatz wird davon ausgegangen, dass sich Umwelteigenschaften (z.B. eine schöne Aussicht oder der Nachteil einer nahen Deponie) ebenso wie andere Eigenschaften des Grundbesitzes in den Grundstückspreisen widerspiegeln. Der Wert der Umweltkomponente kann durch eine Modellierung der Auswirkung aller möglichen Einflussfaktoren auf den Grundstückspreis festgehalten werden.	Nutzwerte, die nicht auf Märkten gehandelt werden (Erholung im nahegelegenen Park, Vögel beobachten im Garten, saubere Luft zum Atmen).
III. METHODEN DER GEÄUSSERTEN PRÄFERENZEN		
1. KONTINGENTE BEWERTUNGS-METHODE	Ein auf Umfragen basierender Ansatz, der einen hypothetischen Markt mit Hilfe eines Fragebogens konstruiert. Befragte geben Auskunft darüber, was sie für eine Umweltveränderung zu zahlen bereit wären, oder welche Kompensation sie für Umweltverschlechterungen einfordern, um diese hinzunehmen.	Alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte, die nicht auf Märkten gehandelt werden.
2. CHOICE MODELLE	Ein auf Umfragen basierender Ansatz, der seinen Blick auf die einzelnen Attribute des betreffenden Ökosystems richtet. So kann z.B. ein See in Hinblick auf die Wasserqualität oder die Zahl der vorhandenen Arten beschrieben werden. Teilnehmern werden verschiedene Kombinationen von Attributen vorgelegt, und sie werden gebeten, die von ihnen bevorzugte Kombination zu wählen oder die verschiedenen Kombinationen in eine Rangliste zu bringen. Mit jeder Kombination von Attributen wird ein Preis verbunden, wodurch die Befragten ihre „Zahlungsbereitschaft" oder ihre „Verkaufsbereitschaft" für jedes Attribut verraten.	Alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte, die nicht auf Märkten gehandelt werden.
3. KONTINGENTES VERHALTEN (CONTINGENT BEHAVIOUR)	Ein auf Umfragen basierender Ansatz, der die Reisekostenmethode (s.o.) erweitert. Es wird untersucht, wie sich das Reiseverhalten im Hinblick auf eine anvisierte Umweltveränderung ändern würde. Die Veränderung in den Reisekosten spiegelt die Wertschätzung der Umweltveränderung wider. Im Vergleich zur „einfachen" Reisekostenmethode, kann Kontingentes Verhalten marginale Veränderungen messen.	Nutzwerte, die nicht auf Märkten gehandelt werden (Erholung im Wald).
IV. PROZESSBASIERTE METHODEN – GRUPPENBASIERTE ANSÄTZE		
1. POLITISCHE BERATUNGSPROZESSE	Der Leitgedanke von politischen Beratungsprozessen ist die verstärkte Einbindung der Öffentlichkeit in demokratische Prozesse. In Gruppen werden in einem mehrstündigen oder mehrtägigen Prozess Politikoptionen (z.B. im Umweltbereich) diskutiert. Ziele dieser Beratungsprozesse reichen von der Informationsbeschaffung über die Einstellungen der Bürger bis zur Konsensfindung.	
A) FOKUSGRUPPEN	Fokusgruppen zielen darauf ab, die Positionen der Teilnehmer zu einem vordefinierten Thema oder Set von verwandten Themen zu ergründen, und/oder herauszufinden, wie sie interagieren, wenn sie dieses diskutieren. Gruppentiefeninterviews sind ihnen in einiger Hinsicht ähnlich, aber die Gruppen können sich zu mehreren Anlässen treffen und werden in deutlich geringerem Maß geleitet, da mehr Gewicht auf die Frage gelegt wird, wie die Gruppe einen Diskurs zum jeweiligen Thema schafft.	Alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte.

IV. PROZESSBASIERTE METHODEN – GRUPPENBASIERTE ANSÄTZE		
B) BÜRGERFOREN (CITIZEN'S JURY)	Bürgerforen dienen dazu, eine wohlüberlegte öffentliche Meinung zu einem bestimmten Thema oder Set gesellschaftlicher Entscheidungen zu ermitteln. Einer Auswahl von Bürgern wird die Gelegenheit gegeben, Aussagen von Experten und anderen Stakeholdern zu betrachten, woraufhin sie eine Gruppendiskussion über den betreffenden Sachverhalt abhalten.	Alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte.
2. DELIBERATIVE VERFAHREN FÜR GEÄUSSERTE PRÄFERENZEN	Deliberative Verfahren sind ein Hybrid zwischen politischen Beratungsprozessen und ökonomischen Methoden der geäußerten Präferenzen. Sie versuchen, die Vorteile beider Methoden zu kombinieren: Zum einen ermöglichen sie die Monetarisierung von Präferenzen, zum anderen haben die Teilnehmer(innen) die Gelegenheit, ihre Wertvorstellungen in Gruppendiskussionen und mit Hilfe von umfangreichen Informationen zu reflektieren. Deliberative Verfahren wirken Kritikpunkten an der klassischen Erhebung von Zahlungsbereitschaften (Kontingente Bewertungsmethoden) entgegen: Sie akzeptieren, dass Präferenzen für Umweltveränderungen oft nicht vorhanden sind und erst konstruiert werden müssen, und sie gehen der Multidimensionalität von Präferenzen auf den Grund.	
A) VALUATION WORKSHOP	In Gruppen mit etwa zehn bis 15 Teilnehmer(inne)n wird die zu bewertende Umweltveränderung von einem Moderator und von Experten vorgestellt. Nach intensiver Diskussion äußert jede(r) Teilnehmer(in) individuell und anonym in einem Fragebogen seine/ihre Zahlungsbereitschaft.	Alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte, die nicht auf Märkten gehandelt werden.
B) MARKTSTANDMETHODE (MARKET STALL)	Die Marktstandmethode erweitert den Valuation Workshop, in dem sie den Teilnehmer(inne)n nach der ersten Sitzung die Gelegenheit bietet, über ihre geäußerten Präferenzen nachzudenken. Sie erhebt die revidierte Zahlungsbereitschaft ein zweites Mal per Telefon, postalisch oder in einer zweiten Sitzung.	Alle Nutzwerte und nutzungsunabhängigen Werte, die nicht auf Märkten gehandelt werden.

*Für Hinweise und Unterstützung bei der Erstellung des Anhangs dankt der Verfasser Frau Dr. Nele Lienhoop.

MATERIALIEN DER PROJEKTGRUPPE „GEORESSOURCE WASSER – HERAUSFORDERUNG GLOBALER WANDEL"

Udo Wiesmann: *Historische Impressionen bei einer Spreefahrt durch Berlin,* acatech Materialien Nr. 2, München 2011.

Insa Theesfeld, Christian Schleyer: *Institutional Requirements for Integrated Water Resource Management in Germany,* acatech Materialien Nr. 3, München 2011.

Helmar Schubert: *Die Konzepte des Virtuellen Wassers und des Wasser-Fußabdrucks*, acatech Materialien Nr. 4, München 2011.

Hagen Koch, Uwe Grünewald: *Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland*, acatech Materialien Nr. 5, München 2011.

Steffen Krauss, Christian Griebler: *Pathogenic Microorganisms and Viruses in Groundwater,* acatech Materialien Nr. 6, München 2011

Wolfgang Wagner, Michael Vetter, Annett Bartsch: *Novel Microwave- and Lidar Remote Sensing Techniques for Monitoring of In-Land Water Resources,* acatech Materialien Nr. 7, München 2011

Bernd Hansjürgens: *Bewertung von Wasser in Landschaften – Konzepte, Ansätze und Empfehlungen,* acatech Materialien Nr. 8, München 2011

Der aktuelle Stand der acatech Materialien zum Projekt „Georessource Wasser – Herausforderung Globaler Wandel" sowie einzelne Texte sind unter anderem im Internet unter http://www.acatech.de/de/projekte/laufende-projekte/georessource-wasser.html einsehbar. An gleicher Stelle sind auch Hinweise auf weitere Publikationen und auf Veranstaltungen im Rahmen des Projektes zu finden.