

Ingo Bräuer

Was kostet die Rückkehr des Bibers nach Hessen tatsächlich?

Eine ökonomische Analyse des hessischen Programms zur Wiedereinbürgerung des Bibers

Zusammenfassung

Naturschutz gilt als teures Unterfangen, da sein Nutzen nur bedingt wahrgenommen wird. Infolgedessen fällt es ihm häufig schwer, sich bei der öffentlichen Mittelvergabe gegen andere Bereiche durchzusetzen. Das Kostenargument gilt insbesondere für Programme, die – wie die Wiedereinbürgerung des Bibers – nicht nur Geld bei der Durchführung kosten, sondern zusätzlich noch Folgekosten verursachen. Dennoch können diese Maßnahmen nicht nur aus Sicht des Naturschutzes, sondern auch aus ökonomischer Sicht sinnvoll sein, wie das untersuchte Fallbeispiel zeigt. Im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse sind die relevanten Folgen der Biberwiedereinbürgerung im hessischen Spessart gegeneinander verrechnet worden. Für eine angenommene Projektlaufzeit von 25 Jahren summiert sich der volkswirtschaftliche Nutzen des Biberprojektes auf 15,6 Mio. €. Demgegenüber stehen Kosten von 1,88 Mio. € für Flächenkäufe, habitatverbessernde Maßnahmen und Personalkosten. Die deutlich positive Bilanz der Nutzen-Kosten-Analyse zeigt, dass staatliche Gelder entsprechend der Präferenzen der Bürger und damit effizient ausgegeben wurden. Durch das Aufzeigen der „wahren Kosten“ des Naturschutzes können umweltökonomische Untersuchungen dieser Art eine wichtige Rolle bei der Akzeptanzsteigerung naturschutzpolitischer Maßnahmen spielen.

1 Einleitung

In Zeiten einer angespannten Haushaltslage stehen Naturschutzprojekte aufgrund ihrer Kosten immer häufiger in der öffentlichen Kritik. Ungeachtet dieser Kritik auf Projektebene genießt der Natur- und Umweltschutz eine hohe Akzeptanz innerhalb der Bevölkerung, wie regelmäßige Umfragen im Auftrag des Umweltbundesamtes zeigen (vgl. BMU 1998, 2000). Wie kommt es zu diesem scheinbaren Missverhältnis?

Ein wichtiger Grund für diese unterschiedliche Beurteilung des Naturschutzes liegt in der verzerrten Wahrnehmung von Kosten und Nutzen des Naturschutzes, die einen umso stärkeren Einfluss auf das Urteil haben, je konkreter die Betrachtungsebene ist. In besonderem Maße trifft dieser Widerspruch auf Projekte wie das hessische Programm zur Wiedereinbürgerung des Bibers zu. Hier ist einerseits eine prominente Art, eine so genannte „Flagship-Species“, involviert, andererseits kann es zu Konflikten mit Landnutzern kommen. Bei dem Biber handelt es sich um eine Art, die höchste Sympathie in der Bevölkerung genießt, wie die vielfältige Art der Werbung zeigt, die mit dem Biber betrieben wird. Sowohl von Frem-

denverkehrsverbänden als auch von Umweltverbänden wird der Biber als Werbeträger eingesetzt. Sobald es aber zu Schäden in der Kulturlandschaft kommt, haben Biberprogramme schnell ein massives Akzeptanzproblem, wie die Erfahrungen aus Bayern zeigen (z. B. BILD AM SONNTAG 13.12.2000, SPIEGEL 09.12.2002).

Will der Naturschutz gegen das Vorurteil angehen, nur Kosten zu verursachen, muss er sich einer ökonomischen Effizienzkontrolle unterziehen. Effizienz ist hier in dem Sinne zu verstehen, dass staatliche Gelder entsprechend der Präferenzen der Bürger ausgegeben werden. Möglich ist diese Überprüfung mit Hilfe von Nutzen-Kosten-Analysen, da Preise als Indikatoren für die gesellschaftliche Wertschätzung von Gütern Verwendung finden. Eine Durchführung ist allerdings nur sinnvoll, wenn alle relevanten Folgen erfasst werden. Dies ist im Bereich des Naturschutzes nicht ohne weiteres möglich, da das Gros der durch den Naturschutz bereitgestellten Güter keine „Preise“ besitzt. So besteht der Wert eines Waldes nicht allein aus dem Wert seines Holzes, als Naherholungsgebiet stellt der Wald einen zusätzlichen Wert für die Bevölkerung dar. Während die erste Wertkomponente dank existenter Marktpreise bekannt ist, muss die zweite Wertkomponente mit Hilfe umweltökonomischer Methoden ermittelt werden. Geschieht dies nicht, wird das entsprechende Gut bei Abwägungsprozessen aufgrund des fehlenden Preises meist nicht berücksichtigt. Dies entspricht aber letztendlich einer Gleichsetzung des Wertes mit Null.

Wie hilfreich ökonomische Argumente für die Akzeptanz sein können, hat sich im Bereich des Umweltschutzes gezeigt. Lange Zeit galten Maßnahmen zur Luftreinhaltung als teuer und nicht zumutbar für die deutsche Wirtschaft. Erst das Wissen über die volkswirtschaftlichen Kosten der Luftverschmutzung in Form des Waldsterbens und der Schäden an Gebäuden haben Politik und Bevölkerung die Augen geöffnet und zu ungeahnten Anstrengungen geführt. Für den Naturschutz ist der Nachweis seines volkswirtschaftlichen Nutzens ungleich schwerer. Im Gegensatz zum Umweltschutz findet sich hier nur selten die Möglichkeit einen Einfluss auf Güter nachzuweisen, die einer direkten Nutzung unterliegen und daher Marktpreise besitzen. Stattdessen ist der Wert von Naturschutz vor allem durch nutzungsunabhängige Werte bestimmt (Garrod & Willis 1995, Randall 1991, Roschewitz 1999).

Ziel dieses Beitrages ist es am Beispiel der Wiedereinbürgerung des Bibers in Hessen aufzuzeigen, wie eine systematische Erfassung aller relevanten Folgen eines Naturschutzprogramms mit Hilfe unterschiedlicher umweltökonomischer Analysen erfolgen kann.

2 Umweltökonomische Bewertungsmethoden

Umweltökonomische Bewertungsmethoden ermöglichen die Monetarisierung von Projektfolgen, für die bisher noch keine Marktpreise existieren und die daher bei klassischen Nutzen-Kosten-Überlegungen unberücksichtigt bleiben. Der Nutzen von Naturschutz kann vielfältig sein. Wie erwähnt existieren neben den direkten nutzungsabhängigen Werten, aus forstlicher oder landwirtschaftlicher Nutzung, weitere Nutzen-Arten. So sichert der Naturschutz die Funktionsfähigkeit unterschiedlichster Ökosystemfunktionen, die für den Menschen von Nutzen sind. Dazu gehören z. B. das Selbstreinigungspotenzial von Gewässern, die Grundwasserbildung, die Bestäubung oder die biologische Schädlingskontrolle (COSTANZA et al. 1997). Da der eigentliche Wert, z. B. der Bestäubungsleistung, in der erhöhten landwirtschaftlichen Produktion liegt, spricht man bei Ökosystemfunktionen von indirektem Nutzen.

Von diesen beiden nutzungsabhängigen Wertkomponenten kann zusätzlich noch ein nutzungsunabhängiger Wert unterschieden werden. Dieser beschreibt die Tatsache, dass vielen Menschen der Schutz der Natur wichtig ist, ohne dass sie sich davon einen direkten Vorteil versprechen. Statt dessen werden durch Schutz und Erhalt der Natur beispielsweise moralische oder religiöse Bedürfnisse befriedigt. Man spricht in diesem Fall von Existenz- bzw. Vermächtniswerten.

Aufgrund der besonderen Eigenschaften der einzelnen Nutzenkomponenten und ihrer unterschiedlichen „Marktnähe“ bieten sich spezifische Verfahren zur Monetarisierung an. Die Messung von Preisen als Maß der gesellschaftlichen Wertschätzung kann auf zwei Arten geschehen. Indirekte Bewertungsmethoden, wie die im Rahmen dieser Analyse verwendete Ersatzkostenmethode, versuchen ein dem Umweltgut äquivalentes Marktgut zu identifizieren. Findet sich kein äquivalentes Marktgut, bzw. ist der Wirkungsmechanismus zwischen Umwelt- und Marktgut nicht klar, so muss auf eine direkte Nutzenmessung zurückgegriffen werden (Abb. 1). Möglich wird die direkte Messung über einen künstlich erzeugten Markt. Der prominenteste Vertreter dieser so genannten Zahlungsbereitschaftsanalysen ist die Kontingente Bewertungsmethode (KBM).

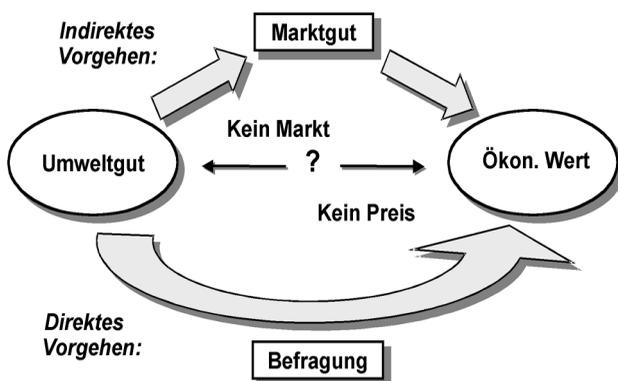


Abb. 1: Direktes und indirektes Vorgehen umweltökonomischer Bewertungsmethoden

3 Das untersuchte Programm

Den Vorgaben des § 21 Abs. 1 HeNatG folgend, dass die Ansiedlung verdrängter oder in ihrem Bestand bedrohter Pflanzen- und Tierarten innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes als eine Möglichkeit des Artenschutzes explizit erwähnt, wurde 1987 das hessische Programm zur Wiederansiedlung des Bibers gestartet. Bei dem Programm handelt es sich um eine Kombination aus Arten- und Habitatschutz, wie dies naturschutzfachlich immer wieder gefordert wird (vgl. PLACHTER 1991).

In den Jahren 1987 und 1988 fand die Auswilderung von insgesamt 18 Elbebibern (*Castor fiber albicus* M.) in den Gewässern von Jossa und Sinn statt (BAUER et al. 1998a). Seitdem ist der Bestand auf über 200 Individuen im Jahr 2001 angewachsen (R. (LOOS, FORSTAMT SINNTAL, mdl. Mitt.). Da das Vorkommen mittlerweile als gesichert gilt (GOERLICH1998), kann das Projekt aus naturschutzfachlicher Sicht als Erfolg angesehen werden.

Systematisierung der Folgen des Biberprogramms

Die Auswirkungen des Biber-Wiedereinbürgerungsprogramms sind vielfältig. Dabei handelt es sich um Folgen, die sich direkt aus den Maßnahmen des Programms zum Biber- oder Auenschutz ergeben oder aber die erst durch die Biberaktivitäten entstehen. Für das weitere Vorgehen der Arbeit ist eine Unterscheidung der Folgen aus ökonomischer Sicht sinnvoll (s. Tab. 1, Seite 78). Als Unterscheidungskriterium dient dabei die Frage, ob die Menschen direkt oder indirekt von den Folgen tangiert werden. Während direkte Folgen unmittelbar durch die Menschen wahrgenommen werden, wirken sich indirekte Folgen erst einmal auf die Preise von Marktgütern aus und damit dann auf das Nutzenniveau der Menschen. Vorteil dieser Unterscheidung ist, dass deutlich wird, welche umweltökonomische Methoden sich zur Monetarisierung anbieten.

Direkte Folgen:

Zunächst geht mit der Biber-Wiedereinbürgerung der Schutz einer gefährdeten Art einher. Damit ergibt sich zusätzlich die Möglichkeit der Beobachtung des Bibers. Weitere Folgen resultieren aus der Anwesenheit des Bibers. So haben die Biberaktivitäten einen Einfluss auf die Struktur der Gewässer und Uferbereiche und verändern das Landschaftsbild. Damit geht der Schutz weiterer Arten einher, die sich in den neu entstandenen struktureicheren Bibergewässern angesiedelt haben (s. HARTHUN 1999). Insgesamt erhöht sich also die Biodiversität im Untersuchungsgebiet.

Indirekte Folgen:

Ferner wird der Umfang einzelner Ökosystemfunktionen der Aue durch die Stauaktivitäten des Bibers positiv beeinflusst. Die verminderte Fließgeschwindigkeit wirkt hochwassermindernd und erhöht zusätzlich das Selbstreinigungspotenzial des Gewässers. Ebenfalls positiv auf den Hochwasserschutz wirken sich die im Rahmen von Flächenkäufen geschaffenen Retentionsräume aus. Die durch Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung auf diesen Flächen einsetzende Sukzession erhöht den Erosionsschutz und verändert das Landschaftsbild der Aue.

Tab. 1: Ökologische Folgen des Bibers und die im Rahmen der Arbeit verwendeten Bewertungsmethoden

Projektfolgen ¹		
Direkte Folgen	<p>Schutz und Erhalt</p> <ul style="list-style-type: none"> • Schutz einer gefährdeten Art • Schutz und Entwicklung eines gefährdeten Ökosystems • Erhöhte Biodiversität <p>Beobachtung</p> <ul style="list-style-type: none"> • Biber und neue Begleitarten • verändertes Landschaftsbild (Struktur des Gewässers, des Uferbereichs sowie der Aue) • verändertes Landschaftsbild der Aue (Sukzession auf den Uferandstreifen) 	Kontingente Bewertungsmethode
Indirekte Folgen	<p>Ökosystemfunktionen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Erhöhtes Selbstreinigungspotenzial des Gewässers • [Hochwasserschutz (verring. Fließgeschwindigkeit)] • [Hochwasserschutz (neue Retentionsräume)] • [Erosionsschutz (Ufervegetation)] 	Ersatzkostenmethode
	<p>Schäden in der Kulturlandschaft</p> <ul style="list-style-type: none"> • Vernässung landwirtschaftlich genutzter Flächen • Forstwirtschaftliche Schäden durch Fraß • Beschädigung wassertechnischer Bauten (Dämme, Entwässerungsgräben) 	Marktpreise

Allerdings verursachen die wiedereingebürgerten Biber in einer Kulturlandschaft wie dem Spessart auch Schäden. Dabei handelt es sich insbesondere um Ertragsausfälle durch Vernässung landwirtschaftlicher Flächen oder das Fällen forst- bzw. gartenbaulich genutzter Bäume. Zusätzlich besteht die Gefahr der Beschädigung wassertechnischer Bauten.

4 Methodisches Vorgehen¹

4.1 Direkte Folgen: Schutz und Erhalt sowie Beobachtung

Diejenigen Folgen der Biber-Wiedereinbürgerung, die den direkten Projektfolgen zuzuordnen sind, werden mit Hilfe der Kontingenten Bewertungsmethode monetarisiert. Neben der Messung nutzungsabhängiger Werte wie der Beobachtung des Bibers oder der Wahrnehmung des veränderten Landschaftsbildes, ermöglicht es die Methode, zusätzlich nutzungsunabhängige Werte zu erfassen. Dazu gehört z. B. der Nutzen, den eine Person aus dem Wissen um den Schutz gefährdeter Arten und Habitate erfährt (der sog. Existenzwert), und die Gewissheit, dass auch noch die eigenen Nachkommen den Biber in Hessen erleben können (der sog. Vermächtniswert).

Mit Hilfe der Kontingenten Bewertungsmethode werden Präferenzen direkt über eine Befragungen der betroffenen Bürger gemessen. Durch das Befragungsdesign wird ein Markt für das fragliche Umweltgut simuliert. Dazu wird das Gut beschrieben und vorgegeben, auf welche Art und Weise eine Bereitstellung und Finanzierung stattfinden soll. Die Befragten haben nun die Möglichkeit anzugeben, was sie zur Bereitstellung des

Gutes zu zahlen bereit wären. In der vorliegenden Studie wurde vor Ort eine Befragung der Besucher durchgeführt. Dabei handelte es sich um persönliche Interviews von ca. 20 Minuten Dauer.

4.2 Indirekte Folgen I: Ökosystemfunktionen

Das erhöhte Stickstoffretentionspotenzial wird mit der Ersatzkostenmethode bestimmt. Hier erfolgt die Monetarisierung der betreffenden Ökosystemfunktion durch einen Vergleich mit den Kosten für die Bereitstellung möglicher technischer Substitute. Theoretisch wäre es möglich, mit dieser Methode auch alle anderen in Tab. 1 identifizierten Ökosystemleistungen zu monetarisieren. Aufgrund der nur geringen Veränderungen können diese allerdings nicht sinnvoll quantifiziert werden.

Eine Stickstoffretention findet in jedem Gewässer und den angrenzenden Uferbereichen statt. Da eine direkte Messung der

Prozesse sehr aufwändig ist, erfolgt alternativ eine Abschätzung über Literaturdaten. Veränderungen im Denitrifikationspotenzial des Gewässers werden über ein hydrologisches Modell von BEHRENDT & OPITZ (2000) berechnet. Die zusätzliche Retentionsleistung in den neu überschwemmten Uferbereichen wird mit Hilfe von Denitrifikationsraten aus der Literatur berechnet. Ein mittlerer Wert liegt hier bei 300 kgN/ha je Jahr (BRÄUER 2002b).

Die für die Berechnungen notwendigen Informationen über das Ausmaß der Veränderungen in den Biber-gewässern werden über die Auswertung von Luftaufnahmen mit Hilfe des geographischen Informationssystems ARCVIEW gemessen.

4.3 Projektkosten und indirekte Folgen II (Schäden in der Kulturlandschaft)

Die mit dem Projekt verbundenen Kosten werden aus Plänen zur Durchführung des Projektes und Angaben des Forstamtes Sinnthal zusammengestellt.

4.4 Nutzen-Kosten-Analyse

Bei dem untersuchten Programm können einmalig angefallene Initiierungskosten zu Beginn des Projektes und jährlich anfallende laufende Kosten unterschieden werden. Um die jährlich anfallenden Beträge mit den einmaligen Initiierungskosten verrechnen zu können, ist die Festlegung einer **Projektlaufzeit** notwendig. Das **Referenzjahr** der Nutzen-Kosten-Analysen ist das Jahr 2000. Aufgrund der angenommenen Projektdauer von 25 Jahren, die sich von 1987 bis ins Jahr 2012 erstreckt, sind sowohl bisher schon entstandene Nutzen wie Kosten als

auch zukünftige Nutzen und Kosten zu berücksichtigen. Die Umrechnung nominaler in reale Kostengrößen erfolgt mit einem **Inflationsausgleich** von 3 % bei Sachkosten und 4 % bei Personalkosten, da hier eine inflationsbereinigte **Lohnsteigerung** von 1 % angenommen wird.

Um der Gegenwartspräferenz der Bürger Rechnung zu tragen, findet eine **Diskontierung** der anfallenden Nutzen wie Kosten statt, d. h. Nutzen und Kosten fallen damit umso stärker ins Gewicht, je früher sie in der Vergangenheit entstanden sind bzw. um so weniger, je später sie während des Projektes anfallen. Die Differenz zwischen abgezinnten Nutzen und Kosten ergibt den Nettogegenwartswert eines Vorhabens,

In die vorliegende Nutzen-Kosten-Analyse gehen sowohl einzelwirtschaftliche Kosten als auch Staatsausgaben in voller Höhe, d. h. ihrer Belastung für das staatliche Budget, in die Berechnungen ein. Dies entspricht nicht dem klassischen, formal korrekten, Vorgehen einer Nutzen-Kosten-Analyse. Dabei findet nur der volkswirtschaftlich relevante Anteil staatlicher Ausgaben Berücksichtigung. Dieser setzt sich aus den mit den Ausgaben einhergehenden Opportunitätskosten sowie den durch die Steuererhebung verbundenen Effizienzverlusten, der so genannten Zusatzlast der Besteuerung zusammen.

Die Berücksichtigung der vollen Kosten unabhängig von den tatsächlichen volkswirtschaftlichen Effekten entspricht eigentlich einer einzelbetrieblichen Vorgehensweise. Dieses Vorgehen, im Folgenden **Budget-orientierte Nutzen-Kosten-Analyse** genannt, ist gewählt worden, um den Einsatz nutzen-kosten-analytischer Überlegungen im politischen Entscheidungsprozess zu vereinfachen. So wird den Bedürfnissen der Politik Rechnung getragen, indem die Kosten so in die Berechnungen eingehen, dass die volle fiskalische Belastung aufgezeigt wird. Im Gegensatz zur einzelbetrieblichen Betrachtung findet bei der Budget-orientierten Nutzen-Kosten-Analyse aber auch eine Berücksichtigung des gesellschaftlichen Nutzens statt, um die Wohlfahrtseffekte von Naturschutzpolitik deutlich machen zu können.

5 Ergebnisse

5.1 Direkte Folgen: Zahlungsbereitschaftsanalyse

Der Nutzen aus Schutz und Erhalt sowie Beobachtung als volkswirtschaftlicher Teilnutzen der Maßnahme ergibt sich über die mittlere Zahlungsbereitschaft der Nutznießer der Maßnahme. Wie groß der Kreis der potenziellen Nutznießer gezogen werden kann bzw. sollte ist nicht eindeutig. Damit es zu keiner Überschätzung kommt, sind als kleinster gemeinsamer Nenner für potenzielle Nutznießer die Besucher des Spessarts definiert worden. Im September 1999 wurden daher 337 Besucher des Spessarts in persönlichen Interviews nach ihrer Zahlungsbereitschaft für das hessische Programm zur Wiedereinbürgerung des Bibers befragt. Das hypothetische Marktszenario wird folgendermaßen generiert: Die

Beschreibung des Gutes „Biber-Wiedereinbürgerung“ findet mit Hilfe einer Informationsmappe statt, die über positive wie negative Folgen informiert. Die Finanzierung des Programms soll über eine für Besucher des Spessarts täglich zu entrichtende Naturtaxe erfolgen. Auf einer Zahlkarte muss dann der Betrag angekreuzt werden, den die Besucher maximal bereit wären zu zahlen, damit das Programm erfolgreich fortgeführt werden kann. Insgesamt zeigen sich 66 % der Befragten generell zahlungsbereit. Die dafür geäußerten Zahlungsbereitschaften liegen zwischen 0,26 und > 5,11 €. (s. Tab. 2)

Tab. 2: Mittlere Zahlungsbereitschaft [€]
SD: Standardfehler

Individuelle Wertschätzung	n	Mittelwert	SD
Zahlungsbereitschaft pro Besucher und Tag	337	0,75 €	0,98 €

Werden die mit Hilfe der Kontingenten Bewertungsmethode ermittelten Zahlungsbereitschaften mit den durchschnittlichen Besucherzahlen der Region (gemessen an der Zahl der Übernachtungen) multipliziert, so ergibt sich ein jährlicher Wert für die direkten Folgen von über 550.000 € (s. Tab. 3). Bezogen auf die angenommene Projektdauer von 25 Jahren summiert sich der Nutzen auf einen Wert von 17,25 Mio. €.

Tab. 3: Konsumwert der Biberwiedereinbürgerung

¹ Berücksichtigt werden nur Übernachtungen (Mittelwert der Jahre 1994-1998) in Gemeinden und Städten innerhalb des hessischen Spessarts

	Aggregierte Wertschätzung Spessartbesucher	
Übernachtungen ¹ /a	Befragungsjahr (1999)	Gesamtprojekt (1987-2012)
759.340	567.511 €	17.251.716 €

5.2 Indirekte Folgen I: Ersatzkostenmethode

Quantifizierung der Ökosystemfunktion

Der Einfluss der Biberaktivitäten auf das Retentionspotenzial von Gewässern wird exemplarisch am Gewässersystem der Jossa untersucht. Hier befinden sich vier Reviere, die sich z. T. deutlich voneinander unterscheiden. So reicht das Spektrum der Folgen von einfachen Biberkolken, d. h. Anstauungen innerhalb des Flussbettes, bis hin zu Sekundärseen und großen zusätzlich vernässten Bereichen. Insgesamt finden sich in den vier Revieren neun Seen, zwei Kolke und drei Sekundärseen (s. Tab. 4). Damit ist ein guter Querschnitt möglicher Folgen von Dammbauaktivitäten in Mittelgebirgsbächen gegeben.

Tab. 4: Auswirkungen der vier untersuchten Biberreviere auf die Jossa. Angegeben sind die Zuwächse an See- oder Vernässungsfläche

Dammbau-Aktivität Jossa	Seefläche [m ²]	Vernässte Fläche [m ²]
9 Seen, 2 Kolke 3 Sekundärseen	20.550 (+17%)	15.840

Die Stauwirkung der vier Biberreviere beträgt insgesamt 20.550 m², was einer Zunahme der Gewässerfläche der Jossa um 17 % entspricht. Diese Zunahme hat eine Abnahme der hydraulischen Belastung (H_L) von 408 m/a auf 349 m/a zur Folge.² Damit erhöht sich die für die Retention relevante Verweildauer des Wassers im Gewässer. Nach dem Modell von BEHRENDT & OPITZ(2000) erhöht sich das Retentionspotenzial der Jossa um 706 kg N pro Jahr, d. h. um 10 %. Außerdem werden durch die Biberaktivitäten 15.840 m² ufernaher Flächen zusätzlich vernässt. Die in diesen Bereichen zu erwartende N-Retention beläuft sich bei einer angenommenen mittleren Denitrifikationsrate von 300 kg N/ha auf 465 kg N pro Jahr. Für die Jossa ergibt sich damit insgesamt eine Zunahme in der N-Retention von 1.171 kg N pro Jahr (s. Tab. 6). Bezogen auf die Gesamtzahl an Revieren mit Stauung im Untersuchungsgebiet ergibt sich für den Spessart eine Retentionsleistung von 4.700 kg Stickstoff bzw. 300 kg pro Revier mit Stauungen.

Die im Referenzjahr 2000 gemessene Retentionsleistung von 4.700 kg N entspricht, bei einer zugrunde gelegten Populationsgröße von 169 Tieren, pro Biber einem Wert von 28 kg N/a. Unter Berücksichtigung der Populationsentwicklung der Biber für die angenommene Projektlaufzeit zwischen 1987-2012 summiert sich die Denitrifikation auf 115.633 kg N (s. Tab. 6).³

Monetarisierung der Ökosystemfunktion

Die **In-Wert-Setzung** der ökologischen Funktion N-Retention erfordert die Bestimmung der Ersatzkosten bei technischer Durchführung. Drei Szenarien würden sich hier anbieten: eine technische N-Entfernung in Trinkwasseraufbereitungs- und Kläranlagen sowie eine Vermeidung von N-Emissionen durch politische Maßnahmen. Ein Beispiel hierfür sind Kompensationszahlungen an Landwirte für einen verminderten Düngereinsatz. Wie wichtig die Wahl des Referenzszenarios ist, zeigt die Spannweite der Grenzkosten alternativer Stickstoffretentions-Strategien (s. Tab. 5).

Tab. 5: Grenzkosten der N-Retention in Abhängigkeit vom technischen Substitut

¹ Den Berechnungen liegen DM-Werte zugrunde, daher kann es bei Folgeergebnissen zu rundungsbedingten Abweichungen kommen.

	Szenario	Kosten ¹
I:	„Trinkwasser“	56,31 €/kgN
II:	„Kläranlage“	7,68 €/kgN
III:	„Agrarpolitik“	2,56 €/kgN

Im vorliegenden Fall wurden die Kosten der N-Vermeidung (Szenario III) für die Berechnungen herangezogen, da es nur über die politischen Maßnahmen zu einer Verringerung diffuser N-Einträge kommt, die zurzeit als Hauptursache für die Gewässereutrophierung gelten (FELDWISCH & FREDE 1998). Zusätzlich ist dies die kostengünstigste Strategie zur Verminderung der N-Gehalte in Gewässern. Damit ist sichergestellt, dass es zu keiner Überschätzung bei der Monetarisierung kommt. Bei Kosten von 2,56 € pro Kilogramm vermiedene

Stickstoff entsprechen die Veränderungen in der untersuchten Ökosystemfunktion einem Wert von 12.000 € für das Jahr 2000 bzw. 250.000 € für das Gesamtprojekt (s. Tab. 6)

Tab. 6: Stickstoffretention und damit einhergehender Nutzen

¹ Die Retention berücksichtigt die Bestandsentwicklung der Biber im Zeitraum (1987-2012).

Bereich	Retention	vwf. Nutzen
Jossa (2000)	1.171 kg N/a	2.999 €
Spessart (2000)	4.685 kg N/a	11.996 €
pro Biber (2000)	28 kg N/a	71,68 €
pro Revier mit Stauung	ca. 300 kg N/a	ca. 750 €
Gesamtprojekt ¹	115.633 kg N	250.297 €

5.3 Projektkosten und indirekte Folgen II (Schäden in der Kulturlandschaft)

Kosten des Projektes entstehen durch Flächenkäufe, Maßnahmen zur Habitatverbesserung sowie Personal- und Verwaltungskosten. Zusätzlich müssen noch Kosten in Form von Schäden durch den Biber berücksichtigt werden.

Flächenkäufe machen den größten Posten innerhalb der Projektkosten aus. In den Jahren 1994-97 sind hierfür Ausgaben von fast 800.000 € getätigt worden, um einen Grundstock zur Habitatsicherung zu legen (mdl. Mitt. R. Loos, Forstamt Sinntal 2001). Dies ergibt, bezogen auf das Jahr 2000, einen Gegenwartswert von ca. 1 Mio. € (s. Tab. 7). Dazu kommen noch laufende Ausgaben für den Kauf von Flächen, bei denen ein Konfliktpotenzial zwischen Biberaktivitäten und land- bzw. forstwirtschaftlicher Nutzung existiert oder erwartet wird. Hier wird mit einem jährlichen Bedarf von 10.200 € gerechnet (ebenda).

Die **habitatverbessernden Maßnahmen** im Rahmen von Biber- und Auenprogramm von je ca. 35.000 € (BAUER et al. 1998a, b) zu Beginn der Wiedereinbürgerung ergeben diskontiert einen Betrag von 132.000 €.

Einkommenseffekte in Form von land- oder forstwirtschaftlichen Schäden sind eine bisher zu vernachlässigende Kostenkomponente. Lediglich 1.020 € an Kompensationsforderungen wurden bis 1998 an das Forstamt Sinntal gestellt (mdl. Mitt. R. Loos, 2001). Bei der Abschätzung zukünftiger Schäden wird dieser Posten daher nicht mehr gesondert betrachtet, sondern in dem Posten „zukünftige Flächenkäufe“ (s. o.) subsumiert, die unter der Prämisse der Schadensvermeidung erfolgen sollen.

Personalkosten fallen sowohl auf Projektebene (d. h. im Forstamt Sinntal) als auch bei übergeordneten Behörden an. Der genaue Personalaufwand ist nur schwer zu quantifizieren, da die Arbeit von vorhandenen Institutionen gemacht wird und kein zusätzliches Personal eingestellt worden ist. Im Forstamt Sinntal wird der laufende Personalaufwand auf Basis einer Erfassung des Arbeitsaufwandes für das Biberprojekt in den Jahren 1998 bis 2000 für das gesamte Projekt geschätzt. Dabei

wird mit einem mittleren Arbeitssatz von 28,6 € pro Stunde gerechnet. In allen anderen Fällen muss mit Pauschalen gerechnet werden. Für den **Verwaltungs- und Planungsaufwand** des Forstamtes Sinntal und relevanter Behörden in der Initiierungsphase (z. B. Gebietswahl, Vergabe von Gutachten etc.) wird mit 10 % der sonstigen Initiierungskosten gerechnet. Die laufenden Personalkosten außerhalb des Forstamtes werden mit 10 % des Verwaltungsaufwandes im Forstamt angesetzt (s. Tab. 7).

Tab. 7: Kosten des Biberprojektes unterteilt nach Investitions- und Betriebskosten. Jeweils in Höhe der Nominal- und Gegenwartswerte

Kostenart	Nominal	Diskontiert	
	[€]	[€]	[%]
Initiierungskosten			
Flächensicherung	797.158	1.024.841	54,5
Biotopverb. Maßnahmen (Biberprojekt)	34.809	70.723	3,8
Biotopverb. Maßnahmen (Auenprojekt)	34.758	61.600	3,3
Verwaltung ¹ (Forstamt u. Behörden)	86.673	115.717	6,2
Zwischensumme	953.398	1.272.881	67,8
Betriebskosten			
Flächensicherung ²	131.126	87.185	4,6
Einkommenseffekte ³	1.019	1.234	<0,1
Personal (Forstamt Sinntal)	94.107	56.095	3,0
Personal (Behörden) ⁴	9.411	5.609	0,3
ehrenamtliche Biberbetreuer	0	0	0
professioneller Biberbetreuer ⁵	690.366	456.448	24,3
Zwischensumme	926.029	606.570	32,2
Summe	1.879.4236	1.879.451	

¹ Pauschalbetrag von 10 % der sonstigen Initiierungskosten

² Prognose 2002 – 2012

³ Direkte Schäden im Zeitraum 1987 – 2000

⁴ Pauschalbetrag von 10 % der Personalkosten des Forstamtes Sinntal.

⁵ u.U. zu erwartende Kosten

Die Betreuung des Biberprojektes findet bisher ausschließlich über Mitarbeiter des Forstamtes Sinntal und das Netz der ehrenamtlichen Biberbetreuer statt. Aufgrund der prognostizierten Bestandsentwicklung und der Ausbreitung des Bestandes in dichter besiedelte und landwirtschaftlich intensiver genutzte Gebiete (z. B. Kinzigtal) ist mit einem Anstieg des Beratungs- und Betreuungsaufwandes zu rechnen. Wie die Erfahrungen aus Bayern zeigen, ist in diesem Fall der Einsatz professioneller Biberbetreuer sehr erfolgversprechend. Aufgabe der hauptberuflichen Biberbetreuer ist es, potenzielle Schadens- und Konfliktpotenziale zu erkennen und rechtzeitig Vermeidungsstrategien mit den betroffenen Personen zu entwickeln. Obwohl die Notwendigkeit eines Biberbetreuers noch nicht abgeschätzt werden kann, wird präventiv dessen Einsatz vom Jahre 2002 bis zum Ende der Projektlaufzeit angenommen, da der Einsatz aus naturschutzpolitischer Sicht (Akzeptanzsicherung) sinnvoll für das Projekt wäre. Unter Berücksichtigung einer jährlichen Lohnsteigerung von 4 % summieren sich die 10 Jahre Einsatz eines Biberbetreuers auf Kosten von nominal 690.366 € auf. Dies entspricht 24 % der Gesamtkosten.

Durch das ehrenamtliche Biberbetreuernetz entstehen weder betriebs- noch volkswirtschaftlich relevante Personalkosten. Im Gegenteil, da die Arbeit auf freiwil-

liger Basis erfolgt, muss streng genommen der Nutzen, den die Beteiligten aus ihrer Aktivität ziehen, in die Rechnungen mit eingehen. Darauf muss in dieser Nutzen-Kosten-Analyse verzichtet werden, da die Nutzenmessung eine gesonderte Studie erfordern würde.

6 Bilanz der Nutzen-Kosten-Analyse und Sensitivitätsanalyse

Wie die Aggregation der Kosten und Nutzen zeigt, ergibt sich für das Programm zur Wiedereinbürgerung des Bibers ein deutlich positives Ergebnis (s. Tab. 8). Der Nettogegenwartswert beläuft sich auf 15.6 Mio. €. Damit ist das Programm aus ökonomischer Sicht als effizient zu beurteilen. Hauptverantwortlich für das positive Ergebnis ist der Nutzen, den die Besucher des Spessarts aus der Schutz- und den Beobachtungskomponente des Programms erzielen. Aber auch der Nutzen der verbesserten N-Retention gleicht mit über 250.000 € schon 12 % der gesamten Projektkosten aus.

Wie deutlich das Endergebnis ausfällt, zeigt das Nutzen-Kosten-Verhältnis von 9 : 1. Damit ist klar, dass kleine Variationen an den Grundannahmen der Nutzen-Kosten-Analyse (Diskontrate, Projektdauer, erwartetes zukünftiges Besucheraufkommen etc.), wie sie normalerweise im Rahmen von Sensitivitätsanalysen unternommen werden, keinen Einfluss auf das positive Vorzeichen des Ergebnisses haben. Hinzu kommt, dass aufgrund der konservativen Annahmen sinnvolle Variationen, die sich negativ auf das Ergebnis auswirken, kaum noch existieren. So ist die angenommene Projektlaufzeit von 25 Jahren für ein Projekt im Artenschutz sehr kurz. Ferner ist die komplette Abschreibung von Flächenkäufen nicht üblich. Hinterfragt werden kann das Ergebnis nur hinsichtlich der Messgenauigkeit der einzelnen Positionen. Dies trifft z. B. auf die Ausgaben für den professionellen Biberbetreuer zu. Diese Kostenkomponente ist mit einem hohen Maß an Unsicherheit in Bezug auf ihre Eintrittswahrscheinlichkeit behaftet. Allerdings würde ein Nichteintreten der Ausgaben das positive Nutzen-Kosten-Verhältnis noch festigen.

Auch die Varianz in den Ergebnissen der beiden umweltökonomischen Bewertungsmethoden reicht nicht aus, um das positive Nutzen-Kosten-Verhältnis zu gefährden (vgl. BRÄUER 2002b). Damit wird deutlich, dass die Nutzen-Kosten-Analyse sehr robust ist in Bezug auf ihr positives Ergebnis und damit ihrer Aussage zur Effizienz des Programms.

Damit sollten sich die weiteren Überlegungen auf die verwendeten umweltökonomischen Methoden konzentrieren. Bei der Ersatzkostenmethode ist mit dem Szenario „Agrarpolitik“ das kostengünstigste der identifizierten Substitute zur Berechnung herangezogen worden (s. Tab. 5). Die Variante „Kläranlage“ würde z. B. ein dreimal so hohes Ergebnis (751.000 €) ergeben. Allerdings beruhen die verwendeten Kosten zur N-Vermeidung durch Politikmaßnahmen auf dem Mittelwert bundesweiter Untersuchungen. Im Bereich des Spessart mit seiner nur extensiven Landwirtschaft könnten sich möglicherweise günstigere Vermeidungskosten ergeben. Ferner unterliegen die Ergebnisse einer Varianz aufgrund des Ver-

trauensbereiches des Gewässermodells und der Denitrifikationsraten. Diese Varianz macht nur 1 % des Gesamtnutzens aus und hat damit ebenfalls keinen signifikanten Einfluss auf das Endergebnis (BRÄUER2002b).

Verantwortlich für das positive Nutzen-Kosten-Verhältnis ist der mit der Kontingenten Bewertungsstudie ermittelte volkswirtschaftliche Nutzen. Empirische Untersuchungen haben gezeigt, dass es zwischen der geäußerten hypothetischen und einer realen Zahlungsbereitschaft signifikante Unterschiede geben kann. Eine Metaanalyse von FOSTER et al. (1997) zeigt für 11 der 14 untersuchten Studien ein Verhältnis von 0,3:1 bis 4:1 für die hypothetischen Zahlungsbereitschaften. Im Mittel waren die geäußerten, d. h. hypothetischen Zahlungsbereitschaften doppelt so groß wie die realen. Eine mögliche Überschätzung der Zahlungsbereitschaft um den Faktor zwei hätte jedoch keinen Einfluss auf das Endergebnis, da nur rund 10 % der bestimmten Zahlungsbereitschaft für ein ausgeglichenes Nutzen-Kosten-Verhältnis notwendig sind

Wie die Sensitivitätsanalyse zeigt, ist die Nutzen-Kosten-Analyse sehr robust in Bezug auf ihr positives Ergebnis und damit ihrer Aussage zur Effizienz des Programms.

Tab. 8: Zusammenfassung der Budget-orientierten Nutzen-Kosten-Analyse (Projektlaufzeit 25 Jahre, Diskontsatz 6 %)

- ¹ Der volkswirtschaftlich relevante Anteil aus Zusatzlast der Besteuerung und Opportunitätskosten (172.281 € bzw. 107.033 €) beträgt 279.314 €, d.h. 22 % des veranschlagten Betrages.
² Volkswirtschaftlich relevanter Anteil aus Zusatzlast der Besteuerung und Opportunitätskosten (22.518 € bzw. 3.883 €) beträgt 26.400 €, d.h. 18 %.

	Positionen	Gegenwartswerte
Kosten	Initiierungskosten	1.272.881 € ¹
	laufende Kosten	150.122 € ²
	potenzielle Kosten	456.448 €
	Summe Kosten	1.879.451 €
Nutzen	Direkte Folgen	17.251.716 €
	Indirekte Folgen I	250.297 €
	Summe Nutzen	17.502.013 €
	Nettogegenwartswert	15.622.562 €

7 Diskussion

Die vorliegende Nutzen-Kosten-Analyse unterstreicht deutlich die Notwendigkeit umweltökonomischer Analysen für eine fundierte Beurteilung naturschutzfachlicher Maßnahmen. Die einseitige Betrachtung der Kosten ließe das hessische Programm zur Wiedereinbürgerung des Bibers mit Kosten von fast zwei Mio. € als sehr teuer erscheinen. Durch die Berücksichtigung des Nutzens ergibt sich ein entgegengesetztes Bild: Der volkswirtschaftliche Nutzen übersteigt die Kosten des Programms deutlich. Die Projektverantwortlichen wissen nun, dass staatliche Gelder effizient ausgegeben werden.

Die Ergebnisse überraschen nicht, so konnten mittlerweile schon viele Studien zeigen, dass der gesellschaftliche Nutzen des Naturschutzes beachtlich ist (s. UNEP 1995: 865ff.) bzw. weniger für den Naturschutz ausgegeben wird als volkswirtschaftlich wünschenswert wäre (z. B. HAMPICKE 1992, BROUWER & SLANGEN 1998).

Da das Ziel der Untersuchung, eine systematische Erfassung aller relevanten Nutzen und Kosten der Biberwiedereinbürgerung, erreicht worden ist, stellt sich nun die Frage, inwieweit das gewählte Vorgehen auch in anderen Bereichen des Artenschutzes angewendet werden kann bzw. die Ergebnisse sich auf andere Biber-Projekte übertragen lassen. Zusätzlich sollen kurz die Grenzen der Monetarisierung angesprochen werden.

7.1 Übertragbarkeit der Ergebnisse

Um die Frage zu klären, inwieweit die Ergebnisse für das hessische Biber-Wiedereinbürgerungsprogramm verallgemeinerbar sind, bedarf es einer Analyse der Spezifika des untersuchten Programms. Als wichtigste Kostenkomponenten sind hier die Flächenkäufe und der prognostizierte professionelle Biberbetreuer zu nennen. Ferner ist das hessische Programm gegenüber z. B. dem bayrischen Programm durch das fast vollständige Fehlen von Biberschäden charakterisiert. Alle drei Faktoren hängen direkt mit den naturräumlichen Gegebenheiten des Projektgebietes zusammen. Sowohl der hohe Anteil an landeseigenen Flächen als auch die extensive landwirtschaftliche Nutzung in der Region, haben ein niedriges Kostenniveau ermöglicht. In intensiver genutzten Regionen ist nicht nur das Schadenspotenzial des Bibers höher, zusätzlich verteuern sich die notwendigen Flächenkäufe aufgrund der höheren Bodenpreise. So macht in der vorliegenden Nutzen-Kosten-Analyse der möglicherweise notwendige Einsatz eines Biberbetreuers schon 24 % der Kosten aus.

Auf der Nutzenseite ist vor allem das Ergebnis der Kontingenten Bewertungsstudie ergebnisrelevant. Für andere Biberprojekte stellt sich die Frage, inwieweit die ermittelten Zahlungsbereitschaften übertragbar sind. Dazu muss sichergestellt sein, dass sowohl die befragten Personen als auch das bewertete Programm vergleichbar sind. In Bezug auf das Programm ist hierbei vor allem von Relevanz, wie weit das nächste Bibervorkommen entfernt ist bzw. wie hoch der Gefährdungsgrad des Bibers in der Region ist.

7.2 Potenzial der Umweltbewertung im Artenschutz

Im vorliegenden Fall ist ein Artenschutzprogramm für eine klassische „FLAGSHIP-SPECIES“ untersucht worden, für die zusätzlich noch Wissen über ökosystemare Effekte vorliegt. Dies ist sicherlich nicht der Normalfall. Entsprechend stellt sich für den Naturschutz die Frage: Was ist mit all den Arten, die zwar ökologisch wichtig, aber nicht attraktiv sind? Die Kritik ist berechtigt, da sich viele Arten nur bedingt für eine ökonomische Analyse eignen. Allerdings ist dieses Problem nicht auf die Umweltökonomie beschränkt. Auch der Naturschutz konzentriert sich meist auf wenige prominente Arten. Nur mit diesen gelingt es ihm, das notwendige öffentliche Interesse zu

erreichen, das zur Durchsetzung seiner Ziele notwendig ist. Um dennoch den Schutz möglichst vieler Arten und Biotope zu gewährleisten, ist vom Naturschutz das Konzept der Zielarten entwickelt worden (HOVESTADT et al. 1991:183ff.). Unabhängig von der naturschutzfachlichen Diskussion über die Effektivität dieses Vorgehens kann aus der Sicht der Umweltökonomie festgestellt werden, dass Artenschutzprogramme, die sich am Zielartenkonzept orientieren, für eine ökonomische Analyse geeignet sind (BRÄUER 2002a). Inwieweit bei diesen Programmen ebenfalls eine Bewertung von Ökosystemfunktionen möglich ist, hängt von der zukünftigen ökologischen Forschung ab. Das verstärkte Interesse, ökologische Funktionen hinsichtlich ihrer gesellschaftlichen Relevanz zu untersuchen, lässt auf eine immer bessere Datenbasis hoffen (s. JOHNSON et al. 1996, JOLLIFF 1997, HECTOR et al. 1999, SCHWARTZ et al. 2000).

7.3 Die Grenzen der Monetarisierung

Wichtig bei der Betrachtung umweltökonomischer Bewertungen ist, dass nicht Ökosysteme oder Natur per se bewertet werden, sondern nur von Menschen verursachte Veränderungen in Qualität und Quantität. Grundannahme jeder ökonomischen Bewertung ist die Substituierbarkeit der bewerteten Güter. Damit befindet sich die ökonomische Bewertung auf dem gleichen Skalenniveau wie planerische Entscheidungen, bei denen es ebenfalls um den Abwägungsprozess zwischen einem Mehr an „Natur oder Straße“ geht und nicht um die Entscheidung „Wälder - ja oder nein?“.

Umweltökonomische Bewertungen geben Auskunft über den gesellschaftlichen Nutzen der untersuchten Maßnahmen. Entscheidungen, die sich am Effizienzkriterium und damit an den Wünschen der Bevölkerung orientieren, sorgen für Akzeptanz, garantieren aber keine nachhaltige Ressourcennutzung (HANLEY 1995, COMMON & PERRINGS 1992). Der Grund hierfür liegt in dem verwendeten Indikator: Geld. Die in Nutzen-Kosten-Analyse verwendeten Preise reflektieren nur die Wertschätzung für Umweltgüter, sagen aber nichts über deren Wichtigkeit für das Funktionieren von Ökosystemen aus. Damit besitzen Preise keine Indikatorfunktion für Kapazitätsgrenzen von Ökosystemen. Das Festlegen eines Handlungsrahmens, innerhalb dessen Handlungsalternativen existieren, kann entsprechend nicht von der Umweltökonomie geleistet werden. Dazu sind naturwissenschaftliche Analysen bzw. systemspezifische naturwissenschaftliche Indikatoren notwendig (BRÄUER 2002a).

Danksagung

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne die tatkräftige Unterstützung von Herrn Loos vom Forstamt Sinnatal, durch die Bereitstellung des Datenmaterials in Bezug auf die Kosten und Arbeitsaufwand des Projektes sowie Stephan John und Andreas Klein (AG Geobiber, Univ. Frankfurt), deren ARCVIEW-Kenntnissen ich die Daten über Überstauungs- und Vernässungsflächen verdanke. Wichtige Hinweise zur Auswahl des geeigneten Gewässermodells stammen von Herrn PD Dr. Borchard (Gesamthochschule Kassel). Der Autor wurde vom Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert.

Literatur

- Bauer, H., Loos, R., Rietz-Nause, C., Thomé, U. & Langer, H. 1998a: Entstehung und Verlauf des Biber-Wiedereinbürgerungsprojektes. In: 10 Jahre Biber im hessischen Spessart. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie; Ergebnis- und Forschungsbericht 23: 33-52.
- BAUER, H., LOOS, R., RIETZ-NAUSE, C., THOMÉ, U. & LANGER, H. 1998b: Vom Biber-Wiedereinbürgerungsprojekt zum Lebensraumprojekt Aue. In: 10 Jahre Biber im hessischen Spessart. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie; Ergebnis- und Forschungsbericht, Band 23, Gießen; 89-112.
- BEHRENDT, H. & OPITZ, D. 2000: Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410(1):111-122.
- BILD AM SONNTAG 13.02.2000: Biber lachen Bayern aus: Schon 60 Millionen Mark Schaden an der Isar-Mündung.
- BRÄUER, I. 2002a: Money as an Indicator. To make Use of Environmental Evaluation for Biodiversity Conservation Programmes. Special Issue: Indicators for a Sustainable Agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. (im Druck)
- BRÄUER, I. 2002b: Artenschutz aus volkswirtschaftlicher Sicht - Die Nutzen-Kosten-Analyse als Entscheidungshilfe. *Hochschulschriften* 76, Metropolis, Marburg.
- BROUWER, R. & SLANGEN, L. H. G. 1998: Contingent Valuation of public Benefits of agricultural Wildlife Management: The case of Dutch peat meadow land. *European Review of Agricultural Economics* 25:53-72.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) 1998: Umweltbewusstsein in Deutschland 1998. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Berlin.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) 2000: Umweltbewusstsein in Deutschland 1998, 2000. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Berlin.
- COMMON M. & PERRINGS, C. 1992: Towards an ecological economics of sustainability, *Ecological Economics* 6:7-34.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DEGROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, 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.
- FELDWISCH, N., & FREDE, H. G. 1998: Stoffeinträge in Gewässer in der Landwirtschaft. In: Frede, H.G. & Dabbert, S. (eds.): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Ecomed, Landsberg.
- FOSTER, V., BATEMAN, I. J. & HARLEY, D. 1997: Real and Hypothetical Willingness to Pay for Environmental Preservation: A Non-Experimental Comparison. In: *Journal of Agricultural Economics* 48(2): 123-138.
- GARROD, G. D. & WILLIS, K. G. 1995: Valuing the benefits of the South Downs environmentally sensitive area. *Journal of Agricultural Economics* 46(2):160-173.
- GOERLICH, H.-P. 1998: Gedanken zur Wiedereinbürgerung des Bibers aus der Sicht des ehrenamtlichen Naturschutzes. In: 10 Jahre Biber im hessischen Spessart. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie; Ergebnis- und Forschungsbericht 23: 81-88.
- HAMPICKE, U. 1992: *Kosten des Naturschutzes*. In ABN: 'Naturschutz für Europa', Bonn: ABN; 185-202.
- HANLEY, N. 1995: The Role of Environmental Valuation in Cost-Benefit Analysis. In: Willis, K.G. & Corkindale, J.T. (Eds.): *Environmental Valuation - New Perspectives*. CAB International, Oxon, UK: 39-55.
- HARTHUN, M. 1999: Der Einfluss des Bibers (*Castor fiber albus*) auf die Fauna (Odanata, Mollusca, Trichoptera, Ephemeroptera, Diptera) von Mittelgebirgsbächen in Hessen (Deutschland). *Limnologica* 29:449-464.
- HECTOR, A et al. 1999: Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286:1123-1127.

HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. 1991: Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterium für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. Forschungszentrum Jülich GmbH.

JOHNSON, K.H.; VOGT, K.A.; CLARK, H.J.; SCHMITZ, O.J. & VOGT, D.J. 1996: Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11:272-277.

JOLLIFFE, P.A. 1997: Are mixed populations of plant species more productive than pure stands? *Oikos* 80:595-602.

PLACHTER, H. 1991: *Naturschutz*. G. Fischer, Stuttgart, 463 S.

RANDALL, A. 1991: Total and Nonuse Values. In: *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Braden, J.B. & Kolstad, C.D. (Hrsg.); Elsevier, Amsterdam; 303-321.

ROSCHEWITZ, A. 1999: Der monetäre Wert der Kulturlandschaft: eine Contingent Valuation Studie; Wiss.-Verl. Vauk, Kiel.

SCHWARTZ, M.W., BRIGHAM, C.A., HOEKSEMA, J.D., LYONS, K.G., MILLS, M.H., VAN MANTGEM, P.J. 2000: Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122:297-305.

Spiegel 09.12.2002: Ärger mit Bibern in Bayern.

UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME) 1995: *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ingo Bräuer
 Institut für Agrarökonomie
 Fachbereich Umwelt- und Ressourcenökonomik
 Universität Göttingen
 Platz der Göttinger Sieben 5
 37073 Göttingen
 ibraeuer@mail.uni-ao.gwdg.de

-
- 1 Für eine genauere Beschreibung der verwendeten Methoden und der Vorgehensweise bei der Nutzen-Kosten-Analyse s. BRÄUER 2002b.
 - 2 Die hydraulische Belastung [Meter/Jahr] ist definiert als mittlerer Abfluss pro Gewässerfläche. Sie gibt Auskunft über die Gewässermorphologie. Hohe Werte deuten auf begradigte Gewässer mit größerer Fließgeschwindigkeit hin.
 - 3 Eine Extrapolation der Bestandsentwicklung findet auf Basis der Bestandszahlen zwischen 1987 und 1997 statt ($r^2 = 0,97$; $p < 0,001$; $F = 297$; $n = 10$).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch Naturschutz in Hessen](#)

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: [7](#)

Autor(en)/Author(s): Bräuer Ingo

Artikel/Article: [Was kostet die Rückkehr des Bibers nach Hessen tatsächlich? Eine ökonomische Analyse des hessischen Programms zur Wiedereinbürgerung des Bibers 76-84](#)