

Monetäre Biotopwerte als Instrument der Projektbewertung

Eine Zerstörung oder Beeinträchtigung von Biotopen bzw. Tier- und Pflanzenlebensräumen durch Gebäude, Anlagen, Verkehrswege etc. aber auch durch intensive Land- und Forstwirtschaft, Freizeit und Erholung, Umbau und Nutzung unserer Gewässer ist aus ökonomischer Sicht, soweit dabei individuelle oder gesellschaftlich akzeptierte Naturschutzziele beeinträchtigt werden, ein negativer externer Effekt, der mit Wohlfahrtsverlusten verbunden ist.

Zur Messung der Wohlfahrtswirkungen externer Effekte wurden im Rahmen der neo-klassisch orientierten Kosten-Nutzen-Analyse unterschiedliche Methoden entwickelt. Für den Bereich Arten- und Biotopschutz wird zunehmend die Methodik der direkten Umfrage (contingent valuation) verwendet, bei der Wohlfahrtszuwächse durch die empirisch ermittelte maximale Zahlungsbereitschaft (willingness to pay) und Wohlfahrtsverluste durch die minimale Entschädigungsforderung (willingness to accept) gemessen werden.

Die Verwendung der genannten neoklassischen Wohlfahrtsmaße stößt insbesondere dann auf Kritik, wenn Beeinträchtigungen der Natur schlecht prognostizierbare und möglicherweise schwerwiegende und irreversible Folgen haben können. Als Alternative wird die Festlegung sogenannter "safe minimum standards" vorgeschlagen, das sind Belastungsgrenzwerte bzw. minimale ökologische Ausstattungsstandards, die nicht unterschritten werden dürfen, unabhängig davon wie hoch die positiven wirtschaftlichen Effekte des zu beurteilenden Projektes sind.

Unabhängig von der ökonomischen Diskussion zur Bewertung von Schädigungen der Natur wurde in der Naturschutzgesetzgebung in Deutschland die sogenannte Eingriffsregelung eingeführt (§ 8 Bundesnaturschutzgesetz bzw. entsprechende Länderregelungen). Die Eingriffsregelung sieht vor, daß bei Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die zu erheblichen Beeinträchtigungen der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes) führen, der Projektbetreiber die Pflicht hat, - vermeidbare Beeinträchtigungen zu unterlassen und - unvermeidbare Beeinträchtigungen auszugleichen.

Sind Beeinträchtigungen weder vermeidbar noch ausgleichbar, so darf ein Projekt nur zugelassen werden, wenn die Naturschutzbelange in der Abwägung mit den anderen Belangen im Range nachgehen. In diesem Falle können dem Projektträger nach Maßgabe der Ländergesetze sogenannte Ersatzmaßnahmen auferlegt werden, mit denen der Naturhaushalt zwar nicht gleichartig - wie bei Ausgleichsmaßnahmen - aber möglichst gleichwertig wiederhergestellt werden soll. Als letztes Instrument können innerhalb der Eingriffsregelung vom Verursacher alternativ oder subsidiär zu Naturalmaßnahmen auch Ausgleichsgelder erhoben werden, die in der Regel ebenfalls für Naturschutzmaßnahmen zu verwenden sind (vgl. MARTICKE 1996).

Die Hauptzielrichtung der Eingriffsregelung, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts (als Sammelbegriff für das gesamte Zielbündel des Naturschutzes) durch die Unterlassung von Beeinträchtigungen oder ihren naturalen Ausgleich bzw. Ersatz zu erhalten, unabhängig davon, wie hoch die jeweiligen positiven und negativen Wohlfahrtseffekte des Projektes sind, ähnelt dem Konzept des "safe-minimum standard".

Konzepte zur ökonomischen Bewertung von Biotopen

Im Rahmen der genannten Eingriffsregelung versuchte der Autor ökonomisch fundierte Ansätze zur monetären Bewertung von Biotopen zu entwickeln, mit denen die verschiedenen bei der Umsetzung der Eingriffsregelung nötigen Entscheidungen (Bestimmung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, Abwägung, Höhe der Ausgleichsgelder) methodisch untertützt werden können (SCHWEPPE-KRAFT 1997).

Es sei im folgenden dargestellt, wie sich die insgesamt drei entwickelten Ansätze in die ökonomische Diskussion um die Bewertung von Naturbeeinträchtigungen einordnen lassen, welche Probleme bei der Operationalisierung zu lösen waren und welche Fragen sich aus der Analyse der Ergebnisse ergeben. Bewertungsgegenstand sind bei allen drei Ansätzen sogenannte Biotoptypen. Hierbei wurde an die landschaftspflegerische Praxis angeknüpft, die bei der Prognose und Beurteilung von Beeinträchtigungen und der Ableitung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen ebenfalls in der Regel beim jeweils beeinträchtigten Biotoptyp anknüpft.

Der Biotoptyp (z.B. reife Hecke mit Überhältern, Kalkmagerrasen, schnell fließender naturnaher Bach, Kiefernforst u.ä.) beschreibt für einen bestimmten Standort mehr oder weniger genau

- die Art der Vegetation,
- die natürlichen Standortverhältnisse sowie
- ausgewählte Strukturparameter (z.B. Alter, Natürlichkeit).

Diese drei Beschreibungsmerkmale sind Indikatoren bzw. wesentliche Bedingungen auch für andere Eigenschaften des Biotops, z.B. seine Bedeutung als Tierlebensraum, die potentielle Klimafunktion, seine Funktion im bodennahen Wasserhaushalt, seine potentielle Funktion als Landschaftsbildelement. Da Biotoptypen stark generalisierte Einheiten sind, erlauben sie in der Regel nur eine Grundbewertung, die abhängig von der speziellen Ausprägung und der Einbindung in den funktionellen Raumzusammenhang (Topographie, Wasserhaushalt, Klimafunktion, Tiervorkommen mit Teillebensraumansprüchen, ästhetische Funktion im Landschaftsraum) konkretisiert werden muß (vgl. MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. 1995). Dieser

Konkretisierungsbedarf gilt sowohl für die landschaftspflegerische Praxis der Bestimmung von Eingriff und Ausgleich als auch - in ähnlicher Weise - bei der Bestimmung von monetären Werten für Biotope.

Die drei entwickelten Modelle zur monetären Bewertung von Biotopen wurden entsprechend ihres jeweiligen ökonomischen Hintergrundes "Fonds-Modell", "Investitionsmodell" und "Modell biotypenspezifische Entschädigungsforderung" genannt.

Fonds-Modell

Das "Fonds-Modell" geht von dem Ziel aus, das in der Praxis von Eingriff, Ausgleich und Ersatz auftretende Problem der Biotopentwicklungszeiten zu lösen (vgl. RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1994: 266). Neu hergestellte junge Biotope haben zunächst eine andere Artenausstattung als die beeinträchtigten. Erst mit zunehmendem Alter nähert sich diese Ausstattung - bei ausreichender Vernetzung mit entsprechenden Artenbeständen - der Ausstattung der beeinträchtigten Biotope an. Es läßt sich zeigen, daß bei einer andauernden Folge von Eingriffen aufgrund der zeitlichen Verzögerung der Bestand an ausgereiften bzw. alten Biotopen, die für die Erhaltung von Pflanzen und Tieren besonders bedeutsam sind, nachhaltig zurück geht, auch wenn die Eingriffe jeweils im Verhältnis 1:1 durch naturale Wiederherstellungsmaßnahmen ausgeglichen werden (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1992 sowie Abb. 1). Der entwicklungszeitbedingte Rückgang reifer Biotope kann am schnellsten durch (einmalige) vorsorgende Biotopneuschaffungen kompensiert werden, die vom Staat vorzufinanzieren wären. Die Finanzierungskosten können entsprechend dem Verursacher-Prinzip von den jeweiligen (späteren) Eingriffs-Verursachern getragen werden. Dazu ist von allen Verursachern zusätzlich zum 1:1 - Ausgleich ein entwicklungszeitabhängiger Aufschlag auf die 1:1 - Wiederherstellungskosten an einen Ausgleichsfonds zu zahlen, aus dem die Kapitalkosten (Zinsen) der vorsorgenden Biotopneuschaffungen finanziert werden. Bei pro Jahr gleichbleibend hohen Eingriffen - was grob dem derzeitigen Wachstumsmuster versiegelter Flächen entspricht (vgl. Abb. 2) - berechnet sich der zur Finanzierung nötige Aufschlag aus dem Zinssatz einer langfristigen Kreditaufnahme multipliziert mit der Entwicklungszeit des jeweiligen Biotops (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1992 sowie Abb. 3). Die 1:1 - Wiederherstellungskosten und der entwicklungszeitabhängige Aufschlag stellen den monetären Gegenwert der Maßnahmen dar, die notwendig sind, um andauernden Eingriffen möglichst schnell einen gleichbleibenden Bestand an reifen Biotopen zu gewährleisten. Naturale Aufschläge auf den 1:1 - Ausgleich - das heißt eine laufende Wiederherstellung über die ursprünglich beeinträchtigten Leistungen hinaus - würden zwar irgendwann auch einmal dazu führen, daß der ursprüngliche Bestand reifer Biotope wieder erreicht würde, aber je nach Höhe der Aufschläge grundsätzlich später als bei der genannten Strategie vorsorgender Biotopneuschaffungen.

Das skizzierte "Fonds-Modell" zur Finanzierung vorsorgender Biotopneuschaffungen ist ein reines Finanzierungsmodell. Es geht von dem ökologischen Ziel einer möglichst schnellen Erreichung und Stabilisierung des derzeitigen Standes reifer Biotope aus und fragt nach dem Finanzierungsbeitrag, den jeder einzelne Verursacher zur Verwirklichung dieses Ziels zahlen muß. Eingeordnet in die ökonomische Diskussion entspricht der Ansatz am ehesten dem Konzept des "safe-minimum-standard". Dabei wird die derzeitige Ausstattung mit reifen Biotopen als unerläßlich angesehen, um einen ausreichenden Stand an biologischer Vielfalt langfristig zu sichern.)

Investitionsmodell

Die beiden anderen zur Monetarisierung von Biotopen entwickelten Verfahren basieren auf neoklassisch orientierten Ansätzen. Das "Investitionsmodell" ist ein um Entwicklungszeiten erweiterter Wiederherstellungskostenansatz. Wiederherstellungskosten sind nur dann ein geeignetes Maß zur Messung der Wohlfahrt im Sinne der Kosten-Nutzen-Analyse, wenn die Herstellungskosten den Grenznutzen entsprechen. Dies wäre nur dann der Fall, wenn der Staat den Umfang der Zerstörung und Wiederherstellung von Biotopen so regeln würde, daß ein paretooptimales "Angebot" an Biotopen bzw. Naturschutzgütern gegeben wäre. Aus politisch-ökonomischen Überlegungen (vgl. BLÖCH-LIGER 1992: 59 ff) ist eher zu erwarten, daß das Angebot an Naturschutzgütern unter dem Optimum liegt. Wiederherstellungskosten könnten dann zumindest eine untere Schätzwertgrenze für den tatsächlichen Wert von Biotopen darstellen.

Zumindest bietet der Herstellungskostenansatz die Möglichkeit, den staatlichen Entscheidungsträgern die Rationalität (bzw. Irrationalität) des eigenen Handelns vor Augen zu führen. Da der Staat selber in anderen Handlungsbereichen des Naturschutzes Biotopentwicklungsmaßnahmen finanziert, sollte er auch davon ausgehen, daß der Wert der entwickelten Biotope wenigstens den Herstellungskosten entspricht.

Ein weiteres Problem der Anwendung des Wiederherstellungskostenansatzes liegt in den besonderen Eigenschaften begründet, die Biotope im Vergleich zu anderen Gütern bezüglich Herstellungszeitraum und Nutzenentwicklung aufweisen. Kulturbiotope wie Heiden, Magerrasen, Feuchtgrünland, Streuwiesen, Hecken etc. bedürfen nach Herstellung der abiotischen und biotischen Ausgangsbedingungen einer dauernden Pflege bzw. Bewirtschaftung. Außerdem erreichen alle Biotope ihren vollen Naturschutzeffekt - wie oben dargestellt - erst nach einer von Typ zu Typ unterschiedlichen Alterungsphase bzw. "Reifezeit". Während dieser Phase wächst der Nutzen für den Naturschutz mehr oder weniger kontinuierlich an.

Die Herstellung eines Biotops ist bei diesen Eigenschaften interpretierbar als eine Investition mit einer mehr oder weniger langjährigen Phase in der Investitions- bzw. Erhaltungskosten anfallen und einem bis zum Reifezeitpunkt nach und nach steigenden und danach weitgehend stabilen Ertrag. Entspricht das staatlich

regulierte Angebot an Biotopen einschließlich der durchgeführten Biotopentwicklungen - wie oben angemerkt - bestenfalls einem paretooptimalen Angebot, so heißt das, daß die Rentabilität einer Investition in Biotope auch mindestens der üblichen Rentabilität entsprechen muß (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1996).

Der mit der üblichen Kapitalverzinsung abgezinste Barwert aller Kosten und Nutzen einer Biotopherstellung ist in einer paretooptimalen Situation gleich 0. Nimmt man zusätzlich einen bestimmten Verlauf der Nutzen eines Biotops bis zum Reifezeitpunkt an - z.B. einen einfachen linearen Verlauf -, so kann man den Barwert eines reifen Biotops mit den gängigen Methoden der Investitionsrechnung ermitteln, allein auf Grundlage der Kosten und des Nutzenverlaufs ohne vorab die absolute Höhe der jährlichen Nutzen explizit schätzen zu müssen. Die Berechnungsmethode des Investitionsmodells ist deshalb auch als implizite Methode der Nutzenmessung interpretierbar, basierend auf der Annahme, daß Biotopentwicklungen eine übliche Rentabilität aufweisen (vgl. Abb. 4).

Modell biototypenspezifische Entschädigungsforderung

Das dritte, ebenfalls neoklassisch orientierte Modell zur Biotopbewertung basiert auf der Methodik der expliziten Nutzenmessung durch Umfragen (contingent valuation). Eine direkte Befragung nach der Zahlungsbereitschaft zum Erhalt konkreter Biotope dürfte methodisch an der mangelnden Kenntnis der Befragten über die Anzahl und den relativen Wert der insgesamt schutzwürdigen Biotope scheitern (vgl. SCHWEPPE-KRAFT/HABECK/SCHMITZ 1989: 22). Es wurde deshalb zur Weiterentwicklung dieses Ansatzes ein zweistufiges Verfahren verwendet, bei dem Zahlungsbereitschaften für das allgemein definierte Gut "Naturschutz" mit Hilfe naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren auf das Teilziel der Erhaltung eines konkreten Biototyps umgerechnet wurden (vgl. Abb. 5).

Als Basis zur Erfassung der allgemeinen Zahlungsbereitschaft für Naturschutz diente das Ergebnis der bundesweiten Umfrage von HAMPICKE et al. (1991) zur Zahlungsbereitschaft ("willingness to pay") für ein Arten- und Biotopschutzprogramm für Deutschland (alte Bundesländer).

Dieses Programm wurde mit Hilfe von kardinalen Biotopbewertungsverfahren, die in der landschaftspflegerischen Praxis verwendet werden, in Biotopwertpunkte umgerechnet. Dabei wurde durch Abzinsung der Werte zukünftiger Perioden berücksichtigt, daß der naturschutzfachliche Effekt des Programmes sich erst allmählich voll entwickelt, wogegen ein Eingriff einen plötzlichen Werteverlust bedeutet. Weiterhin wurde davon ausgegangen, daß bei einem umfangreichen Naturschutzprogramm der Effekt sinkender Grenznutzen eintritt; d.h. daß die "ersten" Maßnahmen innerhalb des Naturschutzprogrammes für dringlicher gehalten und mit einer höheren Zahlungsbereitschaft pro Biotopwertpunkt verbunden sind als der Durchschnitt des Programms. Für die eigentlich zu messende Entschädigungsforderung gegen eine (marginale) Biotopzerstörung wurde angenommen, daß sie genauso groß ist, wie die Zahlungsbereitschaft für die "ersten" Maßnahmen innerhalb des Programms.

Zur groben Abschätzung des Effektes sinkender Grenznutzen wurde angenommen, daß

- die Grenznutzenfunktion linear ist,
- das Programm als optimales Programm angesehen wird, bei dem die Grenznutzen den Grenzkosten entsprechen, und
- die Grenzkosten in der Mitte liegen zwischen den theoretischen Extremfällen:
 - Grenz-nutzen = Durchschnittsnutzen = Grenzkosten = Durchschnittskosten und
 - Grenz-nutzen = 0 (vgl. Abb. 6)

Unter den genannten Annahmen ergibt sich eine Entschädigungsforderung gegen eine Biotopzerstörung, die 1,5-mal so hoch ist wie die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für eine Biotopverbesserung. Der Effekt sich erst allmählich entwickelnder Biotopwertverbesserungen geht bei den Entwicklungs- und Verzinsungsannahmen, die den in Tab. 2 dargestellten Ergebnissen zugrunde liegen, zusätzlich mit dem Faktor 2,3 ein. Beide Effekte zusammen führen dazu, daß die Tab. 2 zugrunde liegenden Entschädigungsforderungen gegen den Verlust eines Biotopwertpunktes ca. 3,5-mal so groß sind wie die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro zusätzlichem Biotopwertpunkt eines voll entwickelten Biotops im Rahmen des Naturschutzprogrammes.

Operationalisierung

Bei der Operationalisierung der beiden oben dargestellten erweiterten Wiederherstellungskostenansätze ("Fonds-" und "Investitionsmodell") ist zunächst die Tatsache zu berücksichtigen, daß man durch die Zerstörung eines Biotops - auch ungeachtet der Entwicklungszeiten - mehr verliert, als man durch die Entwicklung eines gleich großen Biotops hinzugewinnt. Die Flächen auf denen Wiederherstellungsmaßnahmen durchgeführt werden, haben nämlich fast alle bereits einen naturschutzfachlichen Ausgangswert, so daß eine flächenmäßige 1:1 - Wiederherstellung auch nach Ende der Entwicklungszeit regelmäßig den Schaden nicht vollständig kompensieren kann.

Die Ausgangswerte wurden dadurch berücksichtigt, daß als Berechnungsbasis nicht eine flächenmäßige sondern eine wertmäßige 1:1 - Wiederherstellung zugrunde gelegt wurde. Dazu wurden kardinale naturschutzfachliche Wertzahlen für Ausgangs- und Zielbiotope bestimmt und die gleichwertige 1:1 - Wiederherstellung analog zu landschafts-pflegerischen Ansätzen (vgl. ADAM/NOHL/VALENTIN 1987: 298) definiert als:

Ein weiteres methodisches Problem stellen Biotop dar, die zwar Träger von Funktionen des Naturhaushalts sind, deren gleichartige Wiederherstellung aber naturschutzfachlich wenig sinnvoll ist, wie z.B. bei Acker, Intensivgrünland und Forsten. In solchen Fällen wurde der Kostenberechnung die wie oben definierte gleichwertige Herstellung eines ähnlichen aber höherwertigen Biotops zugrundegelegt. In den genannten Fällen war dies z.B. Extensivgrünland und naturnaher Wald .

Weiterhin besteht bei Wiederherstellungskostenansätzen das grundsätzliche Problem, daß es zur Herstellung eines bestimmten Zielbiotops

- unterschiedliche Ausgangssituationen,
 - unterschiedliche Maßnahmenbündel und
 - unterschiedliche Formen der Flächensicherung
- gibt, die zusammengenommen dazu führen, daß ein und derselbe Biotoptyp zu unterschiedlichen
- Preisen,
 - Entwicklungszeiten,
 - Risiken bezüglich des Erfolgs der Herstellung und
 - Aufschlägen aufgrund des naturschutzfachlichen Werts der Ausgangssituation
- wiederhergestellt werden kann (vgl. Tab. 1).

Da man aufgrund natürlicher, rechtlicher und sozialer Randbedingungen nicht davon ausgehen kann, daß von diesen Alternativen immer die billigste bzw. effizienteste ausgewählt werden kann, müssen die verschiedenen möglichen Alternativen untereinander gewichtet werden. Die Gewichtungsfaktoren wurden so gesetzt, daß die teuren Varianten in der Regel mit nicht mehr als 30% eingehen. Eine statistisch abgesicherte empirische Grundlage hierzu gibt es zur Zeit nicht.

Die beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" verwendeten Herstellungskosten basieren im wesentlichen auf den Angaben von FEICKERT et al. (1993), HAMPICKE et al. (1991), MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. (1995), SCHERFOSE/FRANK (1994) und PLANKL (1995). Die verwendeten prozentualen Aufschläge für Herstellungsrisiken nach MÜLLER-PFANNENSTIEL et al. (1995) sind als gutachterliche Einschätzung zu bewerten. Aufgrund der geringen Erfolgskontrollen bei Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen liegen hier noch keine quantitativen empirischen Ergebnisse vor.

Dies gilt im Prinzip genauso für die Entwicklungszeiten, wenn hier auch auf eine größere Anzahl von Quellen zurückgegriffen werden kann (u.a. KAULE/SCHOBER 1985, RIECKEN 1992, LUDWIG/MEINIG 1991, FEICKERT et al. 1993). Die verwendeten Entwicklungszeiten basieren wegen des relativ hohen Detaillierungsgrades im wesentlichen auf den Angaben von FEICKERT et al. (1993). Die für alle Modelle benötigten Biotopwerte sind Mittelwerte aus den Angaben von LUDWIG/MEINIG (1991) und der Ausgleichsabgabenverordnung von Hessen (AAV-Hessen 1995). In den Spalten 11 - 13 der Tab. 2 wurden zusätzlich noch transformierte Biotopwerte verwendet, auf deren Bedeutung noch eingegangen wird.

Weiterhin ist darauf hinzuweisen, daß bei allen langfristigen ökonomischen Berechnungen die Wahl des Zinssatzes entscheidend für das Ergebnis ist. Beim "Fonds-Modell" leitet sich der Zins aus der Finanzierungsfunktion ab und ist deshalb ohne größere methodische Probleme in Höhe der Kosten einer langfristigen staatlichen Kreditaufnahme festzusetzen. Bei den in Tab. 2 dargestellten Ergebnissen wurde von einem Zins von 6% ausgegangen.

Bei den neoklassischen Ansätzen "Investitionsmodell" und "Modell biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" ist als Zinssatz dagegen die marginale Zeitpräferenzrate bzw. das Grenzprodukt des Kapitals zu verwenden. Man geht in der Regel davon aus, daß hierfür Größen unterhalb der Kapitalmarktzinsen anzusetzen sind (vgl. HAMPICKE et al. 1991: 65 f). Den in Tab. 2 dargestellten Ergebnissen liegt eine Abzinsungsrate von 4% zugrunde. Da die beiden letztgenannten Modelle vom jährlichen Nutzen eines Biotopes ausgehen, sind anders als beim "Fonds-Modell" auch Annahmen über die zeitliche Entwicklung des Nutzens nötig. Da quantitativ verwertbare Aussagen zum ökologischen Wert unterschiedlicher Biotopentwicklungsstadien zur Zeit nicht vorliegen, wurden Modellrechnungen mit unterschiedlichen Entwicklungsmustern durchgeführt. Die Ergebnisse der Tab. 2 gelten für einen linearen Entwicklungsverlauf bis zum Erreichen des Reifezeitpunktes.

Auf die zur Operationalisierung des "Modells biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" weiterhin nötige Annahme über den Verlauf der Nachfragefunktion nach "Natur" wurde bereits oben hingewiesen. Ergebnisse

Tab. 2 stellt ausgewählte Ergebnisse der drei Berechnungsmodelle für verschiedene relativ grob definierte Biotoptypen dar. Auf die jeweiligen Annahmen über

- Verzinsung, (beim "Fonds-Modell" 6%, ansonsten 4%),
 - Nutzenentwicklung (beim "Fonds-Modell" nicht benötigt, ansonsten linear),
 - Nachfragefunktion (nur beim "Modell biotoptypenspezifische Entschädigungsforderung" relevant) und
 - Maßnahmenmix (nur bei "Fonds-" und "Investitionsmodell" relevant)
- wurde bereits oben hingewiesen.

Die berechneten Werte gelten alle für eine vollständige Biotopzerstörung vergleichbar etwa der Asphaltierung eines Biotops. Wird das Biotop bzw. damit verknüpfte Zielfunktionen (Pflanzen und Tiere, Klima, Grundwasserneubildung, Wasserretention, Ästhetik etc.) durch Umwandlung, Änderung des Wasserhaushalts,

Emissionen, Zerschneidungen oder Störeffekte nicht zerstört sondern nur beeinträchtigt, so kann man dies beispielsweise durch prozentuale Minderungsfaktoren ausdrücken (vgl. ADAM/NOHL/VALENTIN 1987) mit deren Hilfe man vom monetären Wert des Vollverlustes auf den monetären Wert der Beeinträchtigung umrechnet. Alternativ kann man auch den monetären Wert der verbleibenden Biotope - unter Berücksichtigung von Entwicklungszeiten mit Hilfe der jeweiligen Verzinsungsmethoden - vom monetären Wert des Vollverlustes abziehen).

Die Spalten 6 und 9 zeigen die Ergebnisse für das "Fonds-" und das "Investitionsmodell". Die Ergebnisse sind im großen und ganzen vergleichbar. Der höchste Wert ergibt sich für ein Hochmoor mit 967.80 DM/m² beim "Fonds-Modell" und 584.05 DM/m² beim "Investitionsmodell". Der geringste für einen Acker mit 3.47 bzw. 1.88 DM/m². Eine Berechnung wurde für insgesamt 51) Biototypen durchgeführt, die nahezu 100% der nicht versiegelten Flächen ausmachen. Der in der letzten Zeile angegebene, mit der relativen Flächenausdehnung gewichtete Durchschnitt über alle 51 Biototypen beträgt 38.46 bzw. 22.80 DM/m². Die für Deutschland (alte Bundesländer) geschätzte relative Flächenausdehnung, bezogen auf die nicht versiegelte Fläche, gibt Spalte 1 wieder.

Neben den Ergebnissen der drei Berechnungsmodelle enthält Tab. 2 auch einige hoch-aggregierte Informationen über die jeweiligen Grundlagendaten und deren Bandbreite. In die Berechnung des auch in Tab. 1 dargestellten Beispiels Mager- und Halbtrockenrasen gingen beispielsweise Varianten mit Entwicklungszeiten zwischen 10 und 50 Jahren ein (vgl. Spalte 3), wobei die kurzen Entwicklungszeiten für Biotopverpflanzungen und die Regenerierung verbuschter Magerrasen gelten. Die durchschnittlichen Kosten der wertmäßigen 1:1 - Wiederherstellung betragen 11.23 DM/m² (Spalte 5), die verbleibende Differenz zum berechneten Wert nach "Fonds-" und "Investitionsmodell" (41.85 DM/m² bzw. 23.84 DM/m²) machen die in Spalte 4 genannten Risikoaufschlägen von 0 - 40% und die Berücksichtigung der Entwicklungszeiten aus. Spalte 7 macht deutlich, wie stark die monetären Werte, die auf Grundlage der einzelnen Herstellungsvarianten nach dem "Fonds-Modell" berechnet wurden, um den in Spalte 6 angegebenen gewichteten Durchschnitt der Varianten schwanken. Im Falle von Mager- und Halbtrockenrasen beträgt die geringste Variante 42% und die höchste 213% des berechneten Durchschnittswertes. Insbesondere bei Wäldern ergeben sich noch wesentlich größere Differenzen, was die Notwendigkeit einer empirischen Erhärtung der Gewichtungen der Herstellungsvarianten unterstreicht. Wie stark weiterhin die naturschutzfachlichen Biotopwerte die Ergebnisse beeinflussen, zeigt ein Vergleich der Spalten 2, 11, 6 und 12. Bei den in Spalte 6 dargestellten Ergebnissen des "Fonds-Modells" wurden der landschaftspflegerischen Praxis entsprechende Biotopwerte zur Berücksichtigung des Wertes der Ausgangsflächen herangezogen (Spalte 2). Ein Merkmal dieser Werte ist die relativ geringe Differenz zwischen der höchsten und niedrigsten Ausprägung (Hochmoor : Acker = 96 : 17). Solche Wertverhältnisse mögen realistisch sein, wenn alle Funktionen des Naturhaushalts zu betrachten sind. Für das Teilziel der Erhaltung von Arten liegen sie jedoch zu eng beieinander (vgl. SCHWEPPE-KRAFT 1994). Deshalb wurde eine mathematische Transformation der Werte durchgeführt, deren Ergebnisse dem Autor für das allein dem Arten- und Biotopschutz geltende Wertverhältnis angebrachter erschienen. Das aus Spalte 11 ablesbare Wertverhältnis zwischen Hochmoor und Acker beträgt nach Transformation 100 : 5. Die Werttransformation führte dazu, daß der über alle 51 Biototypen gewichtete Durchschnittswert des "Fonds-Modell" wegen der generell geringeren anzurechnenden Ausgangswerte der Wiederherstellungsflächen mit 15.93 DM/m² weniger als halb so hoch ausfiel wie der Durchschnittswert, der sich auf der Grundlage der nicht transformierten Werte errechnete.

Überraschend ist weiterhin die Tatsache, daß die berechneten "biototypenspezifischen Entschädigungsforderungen" wesentlich geringer ausfallen als die Werte des "Fonds-" oder des "Investitionsmodells". Das gilt nicht nur für den Durchschnitt der Entschädigungsforderungen der mit 11.45 DM/m² nur etwa halb so groß ausfällt wie beim "Investitionsmodell", sondern gerade auch für hochwertige Biototypen. Nur wenige hochwertige Biotope (z.B. extensives Grünland und Magerrasen) weisen Entschädigungsforderungen auf, die über den Werten des "Investitionsmodells" liegen.

Dieses Resultat steht ganz im Widerspruch zu der oben geäußerten Annahme, daß die Werte des "Investitionsmodells" Untergrenzen für die Zahlungsbereitschaft darstellen müßten und auch im Widerspruch zu den Ergebnissen von HAMPICKE et al. (1991: iii,iv), wonach die Zahlungsbereitschaft für das entworfene Arten und Biotopschutzprogramm ca. 5-mal so groß ist wie dessen Kosten.

Der Widerspruch zu den Ergebnissen von HAMPICKE et al. läßt sich im wesentlichen durch die abweichende Kostenbasis erklären. Bei HAMPICKE et al. (1991: 393, 410) liegen die durchschnittlichen (einzelwirtschaftlichen) Herstellungskosten pro ha bei ca. 600 DM/Jahr. Das entspricht bei einer Diskontrate von 4% einem einmaligen Betrag von 1.50 DM/m². Beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" liegen die durchschnittlichen Kosten einer wertmäßigen 1:1 Wiederherstellung pro m² (ohne Sicherheitszuschlag) dagegen bei 4.43 DM/m². Tatsächlich ist der Unterschied der Kosten noch bedeutend höher, da in die Durchschnittswerte für 1:1 Wiederherstellungen anders als bei HAMPICKE et al. ein umfangreicher Anteil wertmäßig besonders "billig" herzustellender Biotope wie Acker, Intensivgrünland und Forsten eingeht.

Für den erheblichen Kostenunterschied sind u.a. folgende Faktoren ausschlaggebend:

- Die Angaben für Kosten einzelner Maßnahmenvarianten im Rahmen von Biotopwiederherstellungen waren in allen (zusätzlich) verwendeten Quellen z.T. deutlich höher als bei HAMPICKE et al. Deshalb wurden auch für die eigenen Berechnungen höhere Werte als bei HAMPICKE ET AL. verwendet.

- Beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" wurden Planungskosten und Kosten für Erfolgskontrollen berücksichtigt, die bei HAMPICKE et al. fehlen.
- Es gehen beim "Fonds-" und "Investitionsmodell" Ausgleichszahlungen und Grundstückskosten ein, die bei HAMPICKE et al. zum Teil als Transferzahlungen angesehen werden.
- Bei HAMPICKE et al. wurden nur relativ kostengünstige Maßnahmenbündel kalkuliert, im "Fonds-" und "Investitionsmodell" dagegen - wie oben begründet - auch teurere Maßnahmen, wenn auch gering gewichtet. Entsprechen die dem Investitionsmodell zugrunde gelegten Kostendaten, Entwicklungszeiten, Nutzenverläufe und Herstellungsrisiken tatsächlich den durchschnittlich zu erwartenden Daten und geben die berechneten "biotypenspezifischen Entschädigungsforderungen" tatsächlich die Wertschätzung gegen Biotopzerstörungen wieder, so bedeuten Entschädigungsforderungen, die unter den Ergebnissen des "Investitionsmodells" liegen, daß die interne Verzinsung der Biotopwiederherstellungen geringer ist als die herrschende Zeitpräferenzrate. Mit anderen Worten: Die im Rahmen der Eingriffsregelung (durchschnittlich) durchgeführten Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wären nach neoklassischen Maßstäben auch unter Berücksichtigung des Naturschutznutzens als unrentabel anzusehen und damit von den individuellen Präferenzen her abzulehnen. In diesem Fall wäre die Bestimmung eines "safe minimum standard" notwendig für den langfristigen Erhalt von Biotopen. Es kann aber auch sein, daß die geschätzten Wiederherstellungskosten zu hoch liegen; entweder weil in der Praxis der Eingriffsregelung tatsächlich relativ teure Maßnahmen durchgeführt werden oder weil im angenommenen Maßnahmenmix der Anteil teurerer Maßnahmen zu hoch eingeschätzt wurde. Ein Blick auf die Spalte 7 der Tab. 2 zeigt, daß es in vielen Fällen innerhalb des Maßnahmenmixes kostengünstige Varianten gibt, die unter oder nahe bei den Entschädigungsforderungen liegen. Schließlich kann auch nicht ausgeschlossen werden, daß die Entschädigungsforderungen zu gering geschätzt wurden. Durch die empirisch schlecht absicherbaren vielen Eingangsdaten über Verzinsung, Nachfragekurven, Entwicklungsverläufe und Anrechnung von Ausgangswerten ist gerade dieses Modells sehr anfällig gegenüber einer Änderungen der Annahmen. Um die aufgeworfenen Fragen zum Verhältnis von langfristigen Erhaltungskosten und individuellen Präferenzen zu beantworten und gesicherte Werte zur Berücksichtigung von Naturschutzziele bei der Projektbewertung zu erhalten, wäre es insbesondere nötig:

- genauere Daten über Wiederherstellungskosten inkl. dem in der Realität nötigen "Maßnahmenmix" zu ermitteln (vgl. FEICKERT et al. 1993)

- und Entschädigungsforderungen gegen Biotopzerstörungen nicht nur indirekt aus Zahlungsbereitschaften für komplexe Naturschutzprogramme abzuleiten, sondern durch geeignete Umfragemethoden auch direkt zu ermitteln, ohne dabei allerdings das o.g. Informationsproblem außer acht zu lassen.

Literatur

- AAV-Hessen (1995): Ausgleichsabgabenverordnung vom 9. 2. 1995. Gesetzes- und Verordnungsblatt Hessen, I S. 120, II 881-41.

- Adam, Karl; Nohl, Werner; Valentin, Wolfram (1987): Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Hrsg. vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 399 S.

- Blöchliger, Hansjörg (1992): Der Preis des Bewahrens. Ökonomie des Natur- und Landschaftsschutzes. Chur/Zürich (Verlag Rüegger), 187 S.

- Feickert, Uwe et al. (1993): Faktische Grundlagen für die Ausgleichsabgabenregelung (Wiederherstellungskosten). Forschungsendbericht, F+E 10801151, UFOPLAN 1992, im Auftrag der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Ca. 130 S.

- Hampicke, Ulrich (1991): Naturschutz - Ökonomie. Stuttgart.

- Hampicke, Ulrich et al. (1991): Kosten und Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin (Erich Schmidt), (Umweltbundesamt, Berichte 3/91)

- Kaule, Giseler und Schober, Michael (1985): Ausgleichbarkeit von Eingriffen in Natur und Landschaft. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 314, Münster - Hiltrup.

- Ludwig, Dankwart; Meinig, Holger (1991): Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotopen. Gutachten für den Landschaftsverband Rheinland, Auftragnehmer: Froelich + Sporbeck, Landschafts- und Ortsplanung, Umweltplanung, Bochum.

- Marticke, Hans-Ulrich (1996): Zur Methodik einer naturschutzrechtlichen Ausgleichsabgabe. In: Natur und Recht (1996) 8, S.387-400.

- Müller-Pfannenstiel, Klaus; Schweppe-Kraft, Burkhard; Borkenhagen, Jörg; u.a. (1995): Methode zur Berechnung einer Ausgleichsabgabe Thüringen. Gutachten im Auftrag des Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Plauen (Büro Froelich + Sporbeck)

- Plankl, Reiner (1995): Synopse zu den umweltgerechten und den natürlichen Lebensraum schützenden landwirtschaftlichen Produktionsverfahren als flankierende Maßnahmen zur Agrarreform. Tabellarische Übersicht über die einzelnen Umweltprogramme gemäß VO (EWG) 2078/92. Braunschweig, Arbeitsbericht der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig - Völknerode Nr. 1/1995

- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994, Stuttgart (Metzler-Poeschel)

- Riecken, Uwe (1992): Grenzen der Machbarkeit von "Natur aus zweiter Hand". In: Natur und Landschaft 67 (1992) 11, S. 527-535.
- Scherfose, Volker; Frank, Kerstin (1994): Kostenermittlung von Naturschutzmaßnahmen im Rahmen der Naturschutzgroßprojekte des Bundes und der Erprobungs- und Entwicklungs-(E+E) Vorhaben. Bundesamt für Naturschutz, 44.S., unveröffentlicht
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1992): Ausgleichszahlungen als Instrument der Ressourcenbewirtschaftung im Arten- und Biotopschutz. In Natur und Landschaft 67(1992)9, S.410-413
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1994): Naturschutzfachliche Anforderungen an die Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung. Teil 1: Unsicherheiten bei der Bestimmung von Ausgleich und Ersatz. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 26(1994)1, S.5-12
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1996): Bewertung von Biotopen auf der Basis eines Investitionsmodells - Eine Weiterentwicklung der Methode Koch. In: Wertermittlungsforum, Heft 1, 1996.
- Schweppe-Kraft, Burkhard (1997): Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft. Diss. am Fachbereich 7, Umwelt und Gesellschaft der Technischen Universität Berlin, Mikrofiche. Überarbeitete gedruckte Fassung erscheint voraussichtlich Ende 1997 in der Reihe Angewandte Landschaftsökologie, hrsg. vom Bundesamt für Naturschutz.