

Jürgen Meyerhoff, Ulrich Petschow

Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke – Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz

Schriftenreihe des IÖW 124/97



i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke - Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz

Endbericht

Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes

**bearbeitet vom
Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH, Berlin**

Jürgen Meyerhoff

Ulrich Petschow

unter Mitarbeit von

Norbert Herrmann

Markus Kehren

Bearbeitung von Kapitel 11

D. Leifeld (Ing.-Büro Dr. K.-H. Loske)

Berlin, Juli 1997

Kurzfassung

Im Zuge der Fortentwicklung der Umweltpolitik bestehen mögliche Konflikte nicht mehr allein zwischen Umweltzielen und Zielen der Wirtschafts- und Verkehrspolitik oder anderen Politikbereichen, sondern es entstehen zunehmend auch Zielkonflikte innerhalb des Politikfeldes "Umwelt" selbst. Ein derartiger Zielkonflikt besteht auch bei der Genehmigung bzw. dem Bestandsschutz kleiner Wasserkraftwerke (bis ein Megawatt Leistung): Auf der einen Seite tragen sie zur Stärkung der regenerativen Energien bei - die Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen wird hier an erster Stelle als Argument genannt. Auf der anderen Seite ist ihre Errichtung oder Wiederinbetriebnahme oft mit Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes verbunden. Die Betrachtung kleiner Wasserkraftwerke ist vor diesem Hintergrund ein aktuelles Thema, da

- in der Bundesrepublik bei einer großen Anzahl der betriebenen Anlagen die Wasserrechte auslaufen und damit eine Neuvergabe der Konzessionen ansteht,
- es in letzter Zeit, auch durch staatliche Förderung unterstützt, insbesondere in den neuen Bundesländern zu einer vermehrten Wiederinbetriebnahme von Altanlagen kommt und
- zusätzlich an etlichen Standorten der Neubau von kleinen Wasserkraftanlagen geplant ist.

Für die Abwägung der positiven und negativen Auswirkungen kleiner Wasserkraftanlagen können verschiedene Methoden herangezogen werden: Im Rahmen dieser Untersuchung soll die Kosten-Nutzen-Analyse im Vordergrund stehen. Ihr Ziel ist es, sämtliche Auswirkungen in monetären Größen zu messen. Der Vorteil dabei ist, daß ein einheitlicher Maßstab für die Bewertung verwendet wird. Dies ist für die Beantwortung der zentralen Frage dieses Gutachtens von besonderer Bedeutung: Überwiegt der Vorteil kleiner Wasserkraftwerke, Strom ohne Freisetzung von Kohlendioxid erzeugen zu können, die Nachteile, die im Eingriff in Natur und Landschaft bestehen?

Gewässerstrukturgüte und die Auswirkungen kleiner Wasserkraftanlagen

Nachdem lange Zeit die biologische Gewässergüte im Mittelpunkt der umweltpolitischen Bemühungen stand, wird zunehmend die Bedeutung der Gewässerstrukturgüte deutlich. Die anthropogen bedingten Stoffeinträge, die zur Verschmutzung der Fließgewässer und damit zu einer Beeinträchtigung von Nutzungen und zu Schädigungen des Gewässersystems führen können, wurden in Deutschland verstärkt in den siebziger Jahren thematisiert. Seit dem haben sich die seither durchgeführten Gewässerschutzmaßnahmen wie der Bau von Kläranlagen positiv ausgewirkt. Die Beeinflussung des Lebensraumes Fließgewässer erfolgt jedoch nicht allein über stoffliche Einträge, sondern auch über die Veränderung struktureller Merkmale. Es ist heute davon auszugehen, daß Eingriffe in die natürlichen und noch vorhandenen naturnahen Strukturen der Gewässer noch wesentlich nachhaltigere Folgen haben können als die Stoffeinträge. Beide Merkmale - biologische Gewässergüte und Gewässerstrukturgüte - stehen zudem in einem sich wechselseitig beeinflussenden Zusammenhang. Die stoffliche Entlastung sowie eine am potentiell natürlichen Zustand orientierte Gewässerstruktur bilden somit zum Schutz des Lebensraumes Fließgewässer eine Einheit.

Die Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fließgewässer stellen in jedem Fall eine Entfernung vom Leitbild "potentiell natürlicher Zustand" dar. Der Bau kleiner Wasserkraftanlagen bedeutet einen weitgehenden Eingriff in das Ökosystem Fließgewässer, der weitreichende Folgen auf die Gewässerstruktur und die Lebensräume innerhalb des Ökosystems hat. Zu den vielfältigen negativen Auswirkungen gehören

- Störung der Wandermöglichkeiten der Organismen,
- Erosion im Unterstrombereich,
- Absterben der Auen wegen ausbleibender Überflutungen bei Ausdeichung oder Dauerüberflutungen und Veränderungen des Grundwasserhaushalts,
- Schlammablagerungen mit Sauerstoffmangel, Nährstoff- und Methanfreisetzungen,
- Veränderung der Lebensbedingungen durch geringere und gleichmäßigere Fließgeschwindigkeiten,
- Fischverluste durch Turbinen und
- bei Ausleitungskraftwerken für die Biozönose und das Landschaftsbild zu geringe Wassermengen im natürlichen Flußbett.

Beitrag zur Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen

Insgesamt gab es 1994 in den alten und neuen Bundesländern 4.633 Wasserkraftanlagen unter einem Megawatt Leistung (EVU-Anlagen und Nicht-EVU-Anlagen) mit einer Nettoengpaßleistung von 388 MW und einer Nettoerzeugung/Einspeisung von 1,46 TWh. Damit haben die kleinen Wasserkraftanlagen einen Anteil an dem aus Wasserkraft gewonnenen Strom von 8,3 Prozent. Bezogen auf den gesamten Stromverbrauch in der Bundesrepublik von 447 TWh aus öffentlicher Versorgung wurden 0,33 Prozent aus kleinen Wasserkraftanlagen gedeckt.

Geht man davon aus, daß bei der Erzeugung einer Kilowattstunde Strom in Deutschland durchschnittlich 0,57 kg Kohlendioxid entstehen, dann wurde durch die Stromerzeugung mittels kleiner Wasserkraftanlagen eine Menge von 826.500 Tonnen Kohlendioxid-Emissionen vermieden. Bezogen auf die Gesamtmenge der Kohlendioxid-Emissionen der Bundesrepublik Deutschland von rd. 897 Mio. t im Jahr 1993 bedeutet dies einen Anteil von 0,09 Prozent. Wäre die von den kleinen Wasserkraftanlagen erzeugte Strommenge mit Hilfe des für die Vergleichsrechnung angenommenen Kraftwerkparcs erzeugt worden, dann wären die gesamten Kohlendioxid-Emissionen um 0,1 Prozent höher gewesen.

Potentialabschätzungen gehen davon aus, daß bis zum Jahre 2005 rund 1.000 kleine Wasserkraftanlagen mit einer durchschnittlichen Leistung von 70 kW zum bisherigen Bestand hinzukommen könnten. Würden diese Anlagen pro Megawatt Leistung durchschnittlich dieselbe Nettoerzeugung aufweisen wie die bestehenden kleinen Wasserkraftanlagen, dann würde sich die gesamte Nettoerzeugung um 262 GWh auf 1,729 TWh erhöhen. Die neu hinzukommende Kapazität bei den kleinen Anlagen würde einer vermiedenen Emissionsmenge von 149.340 t Kohlendioxid-Emissionen entsprechen.

Betriebs- und volkswirtschaftliche Betrachtung

Die Betrachtung der betriebswirtschaftlichen Seite zeigt, daß vor allem mit Wasserkraftanlagen bis 100 kW Leistung unter den heutigen Rahmenbedingungen kaum wirtschaftlich Strom zu erzeugen ist. Dies gilt vor allem für den Neubau derartiger Anlagen. Aufbauend auf Angaben des Bundesverbandes Erneuerbare Energien (BEE) ergibt sich für den Neubau einer Anlage mit einer Leistung von 100 kW, daß selbst in günstiger Lage und bei Vergabe der Wasserrechte über einen Zeitraum von 60 Jahren ein Selbstkostenpreis von über 0,4 DM pro Kilowattstunde gegeben ist.

Auf der Ebene der *volkswirtschaftlichen Kosten* sind zum einen die Kosten des anthropogenen Treibhauseffektes und die Kosten der Beeinträchtigung von Natur und Landschaft relevant. Die Kosten des anthropogenen Treibhauseffektes - seien es Vermeidungskosten oder Schadenskosten - sind mit großen Unsicherheiten behaftet. Am besten gesichert sind die Angaben zu den Vermeidungskosten. Die in der Diskussion genannten Schadenskosten schwanken aufgrund vieler Einflußfaktoren (Diskontrate, Bewertung von Menschenleben, etc.) in erheblich höherem Umfang. Daher eignen sich Schadenskosten zwar zur Illustrierung und zum Nachweis der Nutzen einer Klimapolitik, nicht aber als Kostenindikatoren. Diesen Zweck können die Vermeidungskosten besser erfüllen. Jedoch wurde zur Bewertung der positiven externen Effekte kleiner Wasserkraftwerke auf verschiedene Kostenansätze für Kohlendioxid-Emissionen zurückgegriffen, um das Spektrum der in der Diskussion befindlichen Kostensätze zu repräsentieren. Die Forderung nach finanzieller Unterstützung kleiner Wasserkraftanlagen wird anknüpfend an die positiven externen Effekte damit begründet, daß der Gesellschaft im Vergleich zur Stromerzeugung mit kalorischen Kraftwerken Vorteile entstehen, die den Betreibern bzw. Investoren in Wasserkraftanlagen von der Gesellschaft nicht abgegolten werden.

Studien zur *ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft* zeigen, daß eine deutliche Nachfrage nach dem Schutz von Natur und Landschaft besteht. Die Höhe der Wertschätzung liegt z.T. deutlich über den Kosten, die z. B. aus der Verhinderung des Artensterbens in Deutschland oder der Errichtung eines Nationalparks Donau-Auen resultieren würden. Bisherige Studien hatten vor allem Programme zum Schutz von Arten oder zum Erhalt bestimmter Kulturlandschaften zum Gegenstand. Die Ermittlung der Wertschätzung für die Verhinderung von Auswirkungen, wie sie z. B. von kleinen Wasserkraftanlagen ausgehen, ist bisher noch nicht erfolgt. Es wurde aber u.a. auf einen Ansatz zur monetären Bewertung von Biotopen zurückgegriffen, der im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung des Bundesnaturschutzgesetzes entwickelt wurde.

Die Auswertung einiger Studien zur Bewertung externer Effekte von (großen) Wasserkraftanlagen ergab zum einen, daß von ihnen erhebliche externe Wirkungen ausgehen können, und zum anderen, daß eine Monetarisierung dieser Auswirkungen zur Zeit erst begrenzt möglich ist. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, daß aus der Sicht des Gewässerschutzes vorwiegend qualitative Kriterien wie z. B. die Durchgängigkeit eines Fließgewässers im Vordergrund stehen, die nur schwer zu quantifizieren und damit einer monetären Bewertung gegenwärtig nur eingeschränkt zugänglich sind. Da die wesentlichen externen Effekte aus den

Auswirkungen auf die Fließgewässer resultieren und sehr stark vom jeweiligen Standort abhängen, kommt dem Ansatz der monetären Bewertung von Biotopen eine gewisse Bedeutung zu. Allerdings fehlen auch für die Verfolgung dieses Ansatzes gesicherte Angaben über das quantitative Ausmaß der Beeinträchtigung des Fließgewässers.

Umweltverträglichkeitsprüfung und Zulassungspraxis

Bei der Zulassung von kleinen Wasserkraftanlagen sind eine Vielzahl von gesetzlichen Grundlagen zu beachten: Zum einen die Bundes- und Landesgesetze unterschiedlicher hierarchischer Ebene, zum anderen Fachgesetze wie Wasser-, Naturschutz-, Fischereigesetze. Im einzelnen Zulassungsfall entsteht dabei weniger ein Konflikt zwischen Klima- und Gewässerschutz als vielmehr zwischen den wirtschaftlichen Interessen einzelner Wasserkraftwerksbetreiber und dem Gewässerschutz im Interesse des "Wohls der Allgemeinheit" (§ 1 a WHG, Abs. 1).

Für alle Neubauten von Kleinwasserkraftwerken sowie für Anlagenerweiterungen ist die Notwendigkeit einer Umweltverträglichkeitsprüfung nach dem UVPG gesetzlich festgelegt, d.h. faktisch planfeststellungspflichtig. Beides ist unvermeidlich mit einem Gewässerausbau nach § 31 WHG verbunden und unterliegt deshalb grundsätzlich einem Planfeststellungsverfahren, in dem eine UVP durchgeführt werden muß. Nur in einzelnen Fällen sind Plangenehmigungsverfahren nach § 31 WHG ohne UVP möglich. Demgegenüber ist die Wiederinbetriebnahme von kleinen Wasserkraftwerken in aller Regel ohne Planfeststellungsverfahren und damit ohne UVP möglich. Das gilt auch, wenn der Betreiber vom Direktantrieb einer Arbeitsmaschine auf Stromerzeugung umstellt. Sobald aber solche baulichen Änderungen mit der Wiederinbetriebnahme verbunden sind, wird auf jeden Fall ein wasserrechtliches Genehmigungsverfahren nach den einzelnen Landeswassergesetzen notwendig, und zwar unabhängig davon, ob ein altes Staurecht besteht oder nicht. Über diese Genehmigungsverfahren sind die zuständigen Behörden in der Lage, die Wiederinbetriebnahme mit gewässerökologischen und fischereilichen Benutzungsaufgaben, wie Feinrechen, Restwassermenge, biologische Durchgängigkeit u.a. zu verbinden. In einigen Fällen kann so über die Wiederinbetriebnahme sogar eine Verbesserung der ökologischen Situation des betreffenden Fließgewässers erreicht werden.

Die untersuchten Fallbeispiele zeigen, daß die Abwägung zwischen privaten Nutzungsinteressen und öffentlichen Naturschutzinteressen vor dem bestehenden gesetzlichen Hintergrund jeweils nur im einzelnen Zulassungsfall erfolgen kann und sollte. Eine umweltverträgliche Wasserkraftnutzung erscheint meist nur bei Vorschädigung des Gewässers möglich, also durch die Wiederinbetriebnahme alter Anlagen. Dabei werden entsprechende Benutzungsaufgaben im Interesse der Gewässerökologie durchgesetzt. So ist der heutige rechtliche Rahmen durchaus geeignet, die Umweltverträglichkeit der Wasserkraftnutzung durch kleine Wasserkraftanlagen zu gewährleisten.

Zusammenführung der positiven und negativen externen Effekte

Die Zusammenführung der positiven und negativen Effekte kleiner Wasserkraftanlage wird anhand der monetarisierten Auswirkungen vorgenommen. Zunächst werden die Vorteile der

Stromerzeugung ohne Kohlendioxid-Emissionen mit Hilfe verschiedener Kostenansätze berechnet. Anschließend werden ihnen die negativen Auswirkungen auf die Fließgewässer gegenübergestellt. Ziel ist es, Aussagen darüber machen zu können, ob die negativen Auswirkungen von den positiven überkompensiert werden oder umgekehrt. Die Tabelle gibt einen Überblick über die vermiedenen Kohlendioxid-Emissionen durch die Stromproduktion kleiner Wasserkraftanlagen (Nicht-EVU) und ihre ökonomische Bewertung nach verschiedenen Bewertungsansätzen.

Tabelle 1: Vermiedene externe Kosten durch kleine Wasserkraftanlagen (Nicht-EVU) im Jahr 1994

Leistung in kW	Vermiedene CO ₂ -Emissionen in t		Durchschnittlich vermiedene externe Kosten pro Jahr und Anlage			
	Gesamt	Durchschnitt pro Anlage	GEMIS 3.0 (1997) 50 DM/t CO ₂	Fankhauser (1995) 115 DM/t CO ₂	INFRAS et al. (1996) 135 DM/t CO ₂	Hohmeyer, Gärtner (1992) 728 DM/t. CO ₂
< 50	120.384	41	2.000	4.715	5.535	29.848
50 – 100	82.308	145	7.250	16.675	19.575	105.560
100 – 200	105.165	314	15.700	36.110	42.390	228.592
200 – 500	157.890	663	33.150	76.245	89.505	482.664
500 - 1.000	92.112	1.265	63.250	145.475	170.775	920.920
Summe aller Anlagen	557.859		27.892.950	64.153.785	75.310.965	406.121.352

Quelle: eigene Berechnung

Für alle kleinen Wasserkraftanlagen in Deutschland ergeben sich bei insgesamt 826.500 t vermiedenen Kohlendioxid-Emissionen je nach Ansatz Werte zwischen 42 Mio. und 601 Mio. DM für die positiven externen Effekte. Zum Vergleich: Die externen Kosten der gesamten Kohlendioxid-Emissionen der Bundesrepublik liegen nach diesen Kostensätzen in einer Spannweite von 44,8 Mrd. bis 653 Mrd. DM.

Monetäre Biotopbewertung

Als ein Ansatz zur Bewertung der negativen externen Effekte kleiner Wasserkraftanlagen wurde in der Untersuchung die monetäre Bewertung von Biotopen herangezogen. Der Ansatz wurde im Rahmen der Eingriffsregelung des Bundesnaturschutzgesetzes entwickelt, um die Höhe der Ausgleichsabgaben bestimmen zu können. Je nach Modell, d.h. Fonds-Modell, Investitionsmodell oder der biotopspezifischen Entschädigungsforderung, ergeben sich unterschiedliche Werte für die Ausgleichszahlung pro Quadratmeter Biotop. Dabei haben die Berechnungen zur Grundlage, daß es zu einer Totalzerstörung des Biotops kommt. Aufbauend auf diesen Werten wurde für die Bewertung der kleinen Wasserkraftanlagen errechnet, bis zu welchem Flächenumfang die kohlendioxidfreie Energieerzeugung einen Eingriff in Fließgewässer, gemessen in beeinträchtiger Fläche, "aufwiegen" würde. Die Ergebnisse für den Biotoptyp "unregulierte, kaum belastete Fließgewässer" nach verschiedenen Kostensätzen der positiven externen Effekte zeigt die Tabelle 2.

Tabelle 2: Durch positive externe Effekte kompensierbare Eingriffsfläche (in qm)

Biotopbewertung CO ₂ -Kosten	Fonds-Modell 798,- DM/qm		Investitionsmodell 448,- DM/qm		biotopspez. Entschädigungsforderung 28,- DM/qm	
	< 50	50 – 100	< 50	50 - 100	< 50	50 - 100
Leistung in kW	< 50	50 – 100	< 50	50 - 100	< 50	50 - 100
Quadratmeter kompensierbare Eingriffsfläche						
GEMIS 3.0	71	252	127	450	2.038	7.208
Fankhauser	165	581	293	1.036	4.688	16.580
INFRAS	193	682	343	1.216	5.503	19.463
Hohmeyer/Gärtner	1.041	3.682	1.855	6.559	29.677	104.958

Quelle: eigene Berechnung

Im für die Wasserkraft "ungünstigsten" Fall (hoher Wert der Biotope, geringe Vermeidungskosten für Kohlendioxid-Emissionen) könnte bei Anlagen unter 50 kW nur ein Eingriff auf einer Fläche von 71 qm kompensiert werden. Im "günstigsten" Fall (geringe Entschädigungsforderung für Biotope, höchste Schadenskosten für Kohlendioxid-Emissionen) ergibt sich eine kompensierbare Fläche von ca. 30.000 qm. Das ist z. B. ein 50 m breiter und 600 m langer Streifen im Flußtal, eine Fläche, die von der Stauhaltung oberhalb und der Erosionsstrecke unterhalb einer Wehranlage sicher häufig zumindest beeinflusst würde.

Das Beispiel der Söse

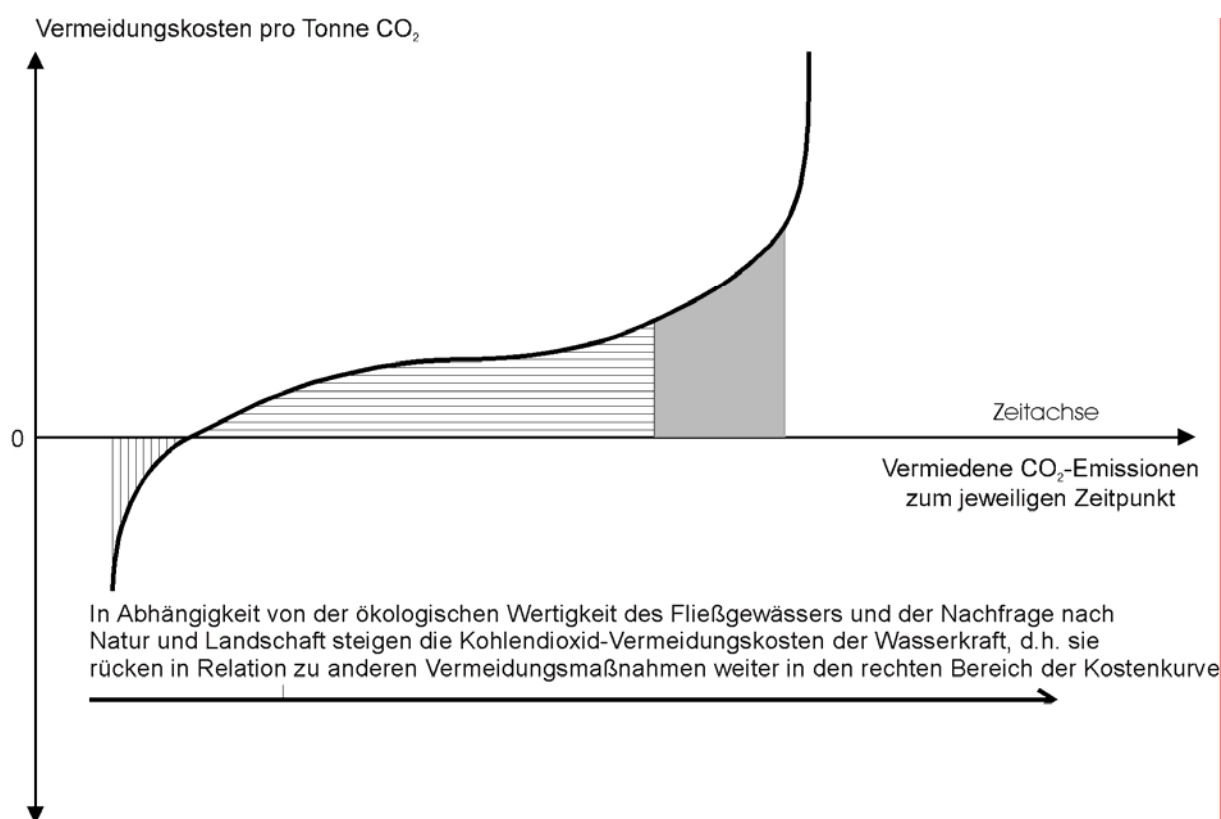
Am Beispiel der Söse, einem Fließgewässer im südlichen Harzvorland, wurde die Wirtschaftlichkeit des Neubaus einer kleinen Wasserkraftanlage näher betrachtet. Für den Standort wurde mit einer mittleren Leistung von 40 kW und einer Jahresarbeit von 175.000 kWh gerechnet. Als gravierendste ökologische Auswirkung der geplanten Anlage an der Söse ist die - weitere - Verschiebung des rhitralen Ökosystems in Richtung eines potamalen Ökosystems anzusehen. Sie kann zu einem erheblichen und nicht ausgleichbaren Eingriff in das Fließgewässer führen.

Die überschlägigen Berechnungen zeigen, daß die Wasserkraftanlage weder betriebs- noch volkswirtschaftlich rentabel wäre. Liegen schon die durchschnittlichen Produktionskosten ohne Berücksichtigung ökologischer "Ausgleichsmaßnahmen" deutlich über den Vergütungssätzen nach dem Stromeinspeisungsgesetz, so steigen die Kosten noch einmal um über 10 Pfennig pro Kilowattstunde bei Berücksichtigung der Kosten für die Ausgleichsmaßnahmen. Geht man davon aus, daß durch diese Anlage pro Jahr rd. 100 t Kohlendioxid-Emissionen vermieden würden, dann können bei den heute durchschnittlich genannten Sätzen für die Vermeidungskosten pro Tonne Kohlendioxid positive externe Effekte in Höhe von 5.000 bis rd. 14.000 DM veranschlagt werden. Damit könnte aber nicht das erwartende Defizit gedeckt werden. Umgekehrt würde eine Deckung des errechneten Defizits bedeuten, daß die Gesellschaft pro vermiedener Tonne Kohlendioxid zu hohe Kosten auf sich nimmt, da noch Vermeidungspotentiale unterhalb des "Zuschußbedarfs" der Anlage an der Söse bestehen.

Zu berücksichtigen ist allerdings, daß es sich hierbei um eine sehr kleine Anlage handelt. Die Wirtschaftlichkeit dürfte sich mit steigender Leistung der Anlagen erhöhen, da u.a. die Investitionskosten je kW sinken und die positiven externen Effekte aufgrund der steigenden Jahresarbeit zunehmen. Das Beispiel der Söse kann somit vor allem als Anhaltspunkt für Anlagen bis 50 kW Leistung dienen. Für Anlagen der anderen Größenklassen sind entsprechend gesonderte Berechnungen durchzuführen.

Ferner zeigt sich, wie sehr die Ergebnisse vom Umfang des Gewässerschutzes abhängen: Wird die Söse als ein Fließgewässer eingeordnet, an das keine ökologischen Mindestanforderungen gestellt werden, dann würde die geplante Anlage näher an die Schwelle zur Wirtschaftlichkeit heranrücken. Im Fall ökologischer Anforderungen wie Mindestwasser und Durchgängigkeit steigen die Kosten je Kilowattstunde aufgrund der notwendigen Investitionen in Ausgleichsmaßnahmen bzw. infolge von Restwasser: Auf der für die Vermeidungskosten dargestellten Kostenkurve rückt die Wasserkraftanlage weiter in den rechten Bereich der kostenintensiven Maßnahmen (vgl. Abbildung 1).

Abbildung 1: Position der kleinen Wasserkraftwerke in der Vermeidungskostenkurve für Kohlendioxid-Emissionen



Dies verweist auf Handlungsbedarf im Gewässerschutz: Um die gegebene Nachfrage nach Natur und Landschaft befriedigen zu können, sind Mindestanforderungen an die Gewässer zu definieren und Tabuzonen zu bestimmen, in denen keine kleinen Wasserkraftanlagen errichtet werden "dürfen". Darüber hinaus ist die Formulierung dieser Anforderungen und Tabuzonen wiederum Voraussetzung dafür, die Kosten des Verzichts auf die kohlendioxidfreie Stromerzeugung hinreichend genau bestimmen zu können. Daher sollte auf Bundesebene die Bestimmung der Schutzwürdigkeit der einzelnen Gewässer festgelegt werden, wie

sie etwa im Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem erfolgt ist. Diese Festlegungen bestimmen zum einen die betriebswirtschaftliche Rentabilität (bei Auflagen wie Mindestwasser etc.) und zum anderen die volkswirtschaftlichen Kosten, die aus dem Verzicht auf die Stromerzeugung ohne Kohlendioxid-Emissionen resultieren.

Klimaschutz setzt Wechsel des Pfades der wirtschaftlichen Entwicklung voraus

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß eine erfolgreiche Klimaschutzpolitik einen Wechsel des Pfades der wirtschaftlichen Entwicklung voraussetzt. Ein Ansatzpunkt für eine derartige Transformation besteht in der Setzung entsprechender (Preis-) Signale, die die tatsächlich gegebenen Knappheiten bei zentralen Ressourcen wie der Aufnahmefähigkeit der Atmosphäre für Kohlendioxid gegenüber den einzelnen wirtschaftlichen Verwendungen anzeigen. Damit stehen aber auch die heutigen Wirtschaftsstrukturen zur Disposition, denn die Anpassung an derartige Rahmendaten wird zu anderen Formen des Wirtschaftens führen. Auch aus diesem Grund erscheint eine heutige Entscheidung über die Nutzung der noch erschließbaren Wasserkraftpotentiale als verfrüht, da vor allem auch die veränderten Preissignale erheblichen Einfluß auf zukünftige Technologien etc. haben.

Studien über die Folgekosten des anthropogenen Treibhauseffektes weisen zum Teil darauf hin, daß die Vermeidungskosten aufgrund technologischer Entwicklung zum Teil recht deutlich gesunken sind. Trifft dies zu, dann sind aber auch die Kosten für den Verzicht auf kleine Wasserkraftwerke geringer geworden. In diesem Zusammenhang ist die Asymmetrie der Entscheidung über den Bau einer Wasserkraftanlage ein wichtiger Aspekt: Die Entscheidung, eine Wasserkraftanlage nicht zu bauen, ist jederzeit reversibel. Daß heißt, das entsprechende Potential zur Energiegewinnung kann immer noch zu einem späteren Zeitpunkt erschlossen werden, wenn sich dies eines Tages aus Gründen des Klimaschutzes als unausweichlich erweisen sollte.

Umgekehrt ist die Entscheidung, die Anlagen zum heutigen Zeitpunkt schon zu bauen, eine nicht - zumindest nicht vollständig - reversible Entscheidung: Die Folgen des Eingriffs in den Naturhaushalt sind in der Regel nicht reversibel. Sollte es im Zeitablauf aufgrund weiterer technischer Entwicklungen, gesellschaftlicher Veränderungen (Lebensstile) etc. dazu kommen, daß die Menge der Kohlendioxid-Emissionen und damit auch die externen Kosten sinken, dann wäre eine frühzeitige Erschließung des bestehenden Potentials auch aus Sicht des Klimaschutzes falsch gewesen. Angesichts der zahlreichen Möglichkeiten, Kohlendioxid-Emissionen zu "negativen" oder geringen Kosten einzusparen, und dem begrenzten Beitrag, den kleine Wasserkraftanlagen in Deutschland zur Lösung des globalen Klimaproblems leisten können, kommt dem Bau weiterer Anlagen dann keine Priorität zu, wenn er im Konflikt mit Zielen des Gewässerschutzes steht.

Fazit und Empfehlungen

Die ökonomische Bewertung von kleinen Wasserkraftwerken ist mit einigen Unsicherheiten und Problemen konfrontiert: Zwar gibt es sowohl Studien über die externen Kosten des Treibhauseffektes, über die monetäre Wertschätzung für den Erhalt von Natur und Landschaft sowie auch über die externen Effekte von Wasserkraftanlagen. Doch die Ergebnisse

dieser Studien können nicht ohne weiteres für die Bewertung kleiner Wasserkraftwerke herangezogen werden. Und noch wichtiger: Die Angaben über die externen Kosten sind nur vor dem Hintergrund der jeweiligen Wertsetzungen (Diskontierung ja/nein, Höhe des Diskontsatzes, umweltpolitischen Ziele etc.) anzuwenden.

Doch kann andererseits gezeigt werden, daß die Wasserkraftanlagen infolge der Eingriffe in Natur und Landschaft zu Kosten führen, die auch aus Sicht der Klimaschutzpolitik nicht zu vernachlässigen sind. Vor diesem Hintergrund erscheint eine nur am Klimaschutz orientierte finanzielle Förderung kleiner Wasserkraftanlagen nicht begründet. Zumal diese Förderungen bisher in keinem erkennbaren Zusammenhang zu Vermeidungs- oder Schadenskosten von Kohlendioxid-Emissionen stehen. Es ist daher zu folgern, daß eine die Betriebskosten deckende Förderung der kleinen Wasserkraftanlagen - insbesondere für Anlagen unter 100 kW Leistung - zu hohe Kosten für die Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen zur Folge hat. Ist das betroffene Gewässer aus Sicht des Gewässerschutzes von besonderem Wert und lassen sich durch ökologische Mindestanforderungen wie Durchgängigkeit und Mindestwasser die Ziele des Gewässerschutzes nicht hinreichend realisieren, dann ist der Verzicht auf die Nutzung des Fließgewässers die vorzuziehende Alternative. Die Förderprogramme sind vor diesem Hintergrund entsprechend zu überprüfen und zu ändern.

Um einer Lösung des Nutzkonfliktes zwischen Klima- und Gewässerschutz näherzukommen, sollten folgende Schritte unternommen werden:

1. In Anlehnung an das niedersächsische Programm zum Fließgewässerschutz sollten diejenigen Gewässer bestimmt werden, die aus Sicht des Gewässerschutzes in einem naturnahen Zustand zu erhalten sind bzw. wieder dem potentiell natürlichen Zustand weitgehend entsprechen sollen.
2. Für diese Gewässer sollten die vorhandenen Potentiale ermittelt werden, an denen die Wasserkraft wirtschaftlich betrieben werden könnte. Wirtschaftlich bedeutet dabei, daß eine Förderung in Höhe der positiven externen Effekte gewährt wird. Als Ansatz sollten dabei Vermeidungskosten und nicht Schadenskosten herangezogen werden, da sie für eine Klimaschutzpolitik der geeignete Maßstab sind, um die kostengünstigsten Maßnahmen zur Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen auszuwählen.
3. Ist der Bau an diesen Standorten aus Sicht des Gewässerschutzes auch dann nicht akzeptabel, wenn Maßnahmen zur Verringerung der ökologischen Auswirkungen ergriffen würden, dann sind die entgangenen positiven Effekte aufgrund nicht genutzter Potentiale zur kohlendioxid-freien Stromerzeugung dem Gewässerschutz als Kosten zuzuschreiben.
4. Letztlich wären diese Kosten, d.h. der Verzicht auf die Nutzung der Wasserkraft, mit in die Kosten für ein Maßnahmenpaket zur Verbesserung des Gewässerschutzes aufzunehmen, um die gesamten Kosten des Paketes dann einer zu ermittelnden Zahlungsbereitschaft für die Durchführung dieses Maßnahmenpaketes gegenüberzustellen.

Für eine Beurteilung der Wasserkraft muß darüber hinaus erinnert werden, welchen letztlich doch geringen Anteil sie zur Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen angesichts des gesamten Emissionsvolumens von rd. 900 Mio. t leisten kann: Das gesamte Volumen der Emissionsvermeidung (plus Potential bis 2005) der Anlagen unter einem Megawatt Leistung

würde bei 985.530 t liegen. Dies entspricht rd. 0,1 Prozent der Gesamtmenge der Kohlendioxid-Emissionen. So wichtig die Mobilisierung vielfältiger Einsparungs- und Vermeidungsmöglichkeiten auch ist, so gehören die kleinen Wasserkraftanlagen weder zu den zur Zeit kostengünstigsten Möglichkeiten noch können sie einen entscheidenden Beitrag zur Begrenzung des anthropogenen Treibhauseffektes liefern.

Jenseits davon, daß die weitere Erschließung des Potentials kleiner Wasserkraftwerke vor dem Hintergrund der damit verbundenen Kosten zunächst keine Priorität für die Klimaschutzpolitik zukommt, ist schließlich die grundlegende Voraussetzung für den Klimaschutz, daß durch eine Veränderung der relativen Preise die Knappheit der Atmosphäre als Aufnahmemedium für Kohlendioxid-Emissionen den Verursachern angezeigt wird. Die heutige Praxis, den Bau von (kleinen) Wasserkraftanlagen zu fördern, aber den Emittenten die kostenlose Nutzung der Atmosphäre zu gestatten, führt letztlich nur dazu, daß die Kohlendioxid-Emissionen weiter ansteigen und gleichzeitig schützenswerte Gewässer verbaut werden.

Summary

In the course of the further development of environmental policies, conflicting aims are occurring more often within the field of environmental policy itself. One such conflict of aims is involved in the licensing or recommissioning of small hydroelectric power installations: on the one hand, they increase the share of renewable sources of energy, but on the other hand, they cause harm to the local ecology. The positive and negative effects can be measured by means of various methods; in this investigation, the emphasis was on a cost-benefit analysis. The purpose of this is to express all effects as monetary values. The advantage is that they are all evaluated on a uniform scale.

The construction of a small hydroelectric plant involves severe impacts on the watercourse ecosystem, which have far-reaching consequences for the structure of the watercourse and the biotopes within the ecosystem. The wide range of negative effects include:

- disturbance of the migration paths of organisms,
- deposition of sediment, accompanied by oxygen shortages, and releases of nutrients and methane
- in the case of diversion power, a volume of water in the natural riverbed that is too small for the biotic community and the landscape.

In 1994, there were a total of 4,633 small hydroelectric plants in western and eastern Germany, with a net maximum capacity of 388 MW, and a net generation of 1,46 TWh (terra watt-hours). Relative to the total consumption in Germany of electricity from the public supply, 447 TWh, 0,33 percent was thus provided from small hydroelectric plants. Under the assumption that, on average, 0.57 kg on carbon dioxide is created in the generation of a kilowatt-hour of electricity in Germany, 826,500 metric tons of carbon-dioxide emissions were avoided through the small hydroelectric plants. Relative to the total amount of carbon-dioxide emissions in the Federal Republic of Germany, about 897 million tons in 1993, this is a share of 0,09 percent.

Consideration of the economics of the business shows that, under current conditions, plants with an output of under 100 kW can hardly break even generation electricity. For such a facility newly constructed, the cost price would be over DM 0.40 per kilowatt-hour, even in a favourable location, and if the water rights are granted for a period of sixty years. Therefore, the advocates of small hydroelectric plants call for financial assistance, and justify this by the positive external effects.

There are a large number of legal provisions to be considered and dealt with when granting approval for small hydroelectric plants. Our case studies show that balancing private utilisation interests and public conservation interests against the existing statutory background can and should only be done on a case-by-case basis. Environmentally compatible exploitation of water power seems usually to be possible only if the watercourse has already been impaired, that is, when old installations are recommissioned, and if appropriate restrictions on use are put into practice in the interests of river ecology.

In order to add up the positive and negative effects, the advantages due to electricity generation without carbon-dioxide emissions are calculated according to various methods of estimating costs of damage and avoidance costs. For the carbon-dioxide emissions avoided by means of the small hydroelectric plants, values of the positive external effects ranging from DM 42 million to DM 601 million are derived, depending on the cost estimate. The external costs of the total carbon-dioxide emissions in Germany, in comparison, range from DM 44,8 billion to DM 653 billion, according to these cost estimates.

The profitability of a new plant was considered in more detail for the case of the Söse, a stream in the southern foreland of the Harz. A mean output of 40 kW and annual output of energy of 175,000 kWh was assumed for the site. The calculations show that a plant of this magnitude cannot be profitable in the foreseeable future. Even if the positive effects are credited, in the amount of DM 5,000 to DM 14,000, a substantial deficit remains. It must be remembered, however, that this is a very small installation. Profitability should increase with increasing output, since the capital costs per kilowatt sink and the positive external effects increase due to the increasing annual output, among other things.

The calculations also show how much financial viability depends on the demands of water-pollution standards: if the Söse is classified as a watercourse that does not have to meet any minimum environmental standards, then the plant comes closer to the break-even-point. This indicates a need for action on water-pollution regulations: only if minimum requirements for watercourses are defined can the costs of dispensing with carbon-dioxide-free generation be determined precisely enough.

Despite the difficulties involved in assessing the small hydroelectric plants and their positive and negative effects, it can be shown that such plants cause costs, due to the intrusions on nature and the landscape, that are not negligible, even from the point of view of climate-protection policy. Therefore, financial assistance to the installations oriented only to climate protection, both in the form of investment subsidies and by way of the Act on Supplying Electric to Public Utilities (*Stromeinspeisungsgesetz*), seems not to be justified. Especially if the watercourse concerned is of special merit from the point of view of water pollution and the aims of water protection cannot be achieved satisfactorily by minimum environmental standards, such as continuity and minimum water flow, it would be preferable not to exploit water power.

In view of the costs involved, further development of the potential of small hydroelectric plants should not be an immediate priority for climate-protection policy. Apart from this fact, the fundamental prerequisite for protection of the climate is that the scarcity of the atmosphere as a sink for carbon-dioxide emissions be indicated to the polluters by a change in the relative prices. The current practice of promoting the construction of small hydroelectric plants, but allowing the emitters free use of the atmosphere, leads in the final result only to continuing increases in carbon-dioxide emissions, accompanied by the spoiling of watercourses that deserve protection.

Inhaltsverzeichnis

1	<i>Einleitung</i>	1
2	<i>Anforderungen des Gewässerschutzes, insbesondere an die Struktur der Gewässer</i>	4
2.1	Erweiterung der Gewässergütebetrachtung um die Gewässerstruktur	4
2.2	Die Funktionen des Naturhaushalts von Gewässer und Aue	5
2.3	Zielsetzung im Bereich Gewässerstrukturgüte	5
2.4	Methodik zur Ermittlung der Strukturgüte	6
2.5	Nutzungskonkurrenzen im Gewässerbereich	9
2.6	Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem als Beispiel	10
3	<i>Mögliche Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fließgewässer</i>	12
3.1	Überblick über die Auswirkungen von kleinen Wasserkraftanlagen auf das Ökosystem Fließgewässer	13
3.2	Detaillierte Betrachtung der Auswirkungen auf Fließgewässer	15
3.2.1	Bau- und Unterhaltungsaktivitäten	15
3.2.2	Wehranlage als Flußsperre	15
3.2.3	Staubereich	17
3.2.4	Ausleitung	21
3.2.5	Turbinen	23
3.2.6	Schwellbetrieb	24
3.3	Wirkungen von gewässerbaulichen Auflagen oder Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen	24
3.3.1	Problembereich Wehr als Flußsperre für aquatische Lebewesen	25
3.3.2	Unterbindung des Geschiebetransports durch das Wehr	27
3.3.3	Problembereich Ausleitungsstrecke	28
3.3.4	Problembereich Fischschäden durch die Turbine	30
3.4	Beurteilung der Auswirkungen und Zusammenfassung der ökologischen Anforderungen an den Betrieb von Wasserkraftanlagen	32
4	<i>Anthropogener Treibhauseffekt und Anforderungen an die Klimapolitik</i>	34
5	<i>Daten zur Wasserkraftnutzung in Deutschland</i>	39
6	<i>Betriebswirtschaftliche Bewertung kleiner Wasserkraftwerke</i>	44
6.1	Bestimmungsfaktoren für die Wirtschaftlichkeit kleiner Wasserkraftanlagen	44
6.1.1	Erlöse	45
6.1.2	Ansätze für Investitionskosten	46
6.1.3	Ansätze für Betriebskosten	47
6.1.4	Abschreibungen	47
6.1.5	Kalkulationszinsfuß	48
6.1.6	Auswirkungen von Restwassermengen	48
6.2	Beispiele für die Berechnung der Wirtschaftlichkeit	54
6.3	Fazit aus der betriebswirtschaftlichen Betrachtung	55

7	<i>Volkswirtschaftliche Bewertung: Monetarisierung der positiven und negativen externen Effekte kleiner Wasserkraftanlagen</i>	57
7.1	Ansatz der Naturschutz-Ökonomie	58
7.2	Bewertungsverfahren	60
7.3	Möglichkeiten und Grenzen der ökonomischen Bewertung	61
7.4	Ansatz der ökologischen Ökonomie: Natürliches Kapital, Primäre Werte und Safe-Minimum-Standard	64
7.4.1	Natürliches Kapital	64
7.4.2	Primäre und sekundäre Werte	66
7.4.3	Resilienz und biologische Vielfalt	67
7.4.4	Der Safe Minimum Standard	68
8	<i>Externe Kosten des Treibhauseffektes</i>	71
8.1	Quantifizierung der Schadenskosten	71
8.2	Quantifizierung der Vermeidungskosten	74
8.3	Die Diskontierung und ihre Auswirkung auf die „Wirtschaftlichkeit“	78
8.4	Einschätzung der Folgekosten des anthropogenen Treibhauseffektes	82
9	<i>Externe Kosten von Auswirkungen auf Natur und Landschaft</i>	85
9.1	Studien zur Bewertung von Natur und Landschaft	85
9.2	Kosten und Wertschätzung des Arten und Biotopschutzes	85
9.3	Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft	87
9.4	Einschätzung der ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft	89
10	<i>Studien zur Bewertung der externen Effekte von Wasserkraftwerken</i>	91
10.1	Spreng (1992): Bemerkungen zu externen Effekten durch die Energiegewinnung aus Wasserkraft	91
10.2	Masuhr et al. (1994): Die externen Kosten der Stromerzeugung aus Wasserkraft	92
10.3	The Norwegian Research Council (1994): Electric Power and Environmental Impacts	96
10.4	European Kommission DG XII, Science, Research and Development JOULE: ExternE, Externalities of Energy.	97
10.5	Fazit zu den Studien über die externen Kosten der Wasserkraft	101
11	<i>Die Genehmigungspraxis bei kleinen Wasserkraftwerken unter besonderer Berücksichtigung der Umweltverträglichkeitsprüfung</i>	103
11.1	Einleitung	103
11.2	Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)	103
11.2.1	Die Intention einer UVP	103
11.2.2	Allgemeiner Verfahrensablauf einer UVP	104
11.2.3	Der Anwendungsbereich des UVP-Gesetzes	105
11.3	Kleine Wasserkraftwerke im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)	105
11.4	Die Genehmigungspraxis bei kleinen Wasserkraftwerken	107

11.4.1	Genehmigung neuer Kleinwasserkraftwerke	107
11.4.2	Genehmigung der Erweiterung bestehender Kleinwasserkraftwerke	109
11.4.3	Genehmigung der Wiederinbetriebnahme alter Kleinwasserkraftwerke	110
11.4.4	Altrechtsproblematik	112
11.5	Diskussion der aktuellen Genehmigungspraxis	113
11.6	Schlußbemerkungen	114
12	<i>Ökobilanz für eine kleine Wasserkraftanlage</i>	115
12.1	Definition von Ökobilanzen	115
12.2	Methodik und Vorgehensweise	116
12.3	Spezielle Betriebsökobilanz für eine Kleinwasserkraftanlage	118
12.4	Produktökobilanz für Elektrizität aus einer kleinen Wasserkraftanlage	121
12.5	Abschließende Bemerkung zur Ökobilanzierung	121
13	<i>Zusammenführung der positiven und negativen externen Effekte</i>	123
13.1	Höhe der positiven externen Effekte kleiner Wasserkraftwerke	123
13.2	Abwägung zwischen positiven und negativen Effekten	125
13.2.1	Erster Bewertungsansatz: Verhinderung des Aussterbens von Arten: Biotopkomplex Fließgewässer	125
13.2.2	Zweiter Bewertungsansatz: Monetäre Biotopbewertung	127
13.3	Das Beispiel der Söse	128
13.4	Safe Minimum Standard und Resilienz von Ökosystemen	134
13.5	Bedeutung zeitlicher Anpassungsspielräume für die Klimaschutzpolitik und die Reversibilität von Entscheidungen	136
13.6	Fazit und Empfehlungen	138
14	<i>Literatur</i>	141

1 Einleitung

Im Zuge der Fortentwicklung der Umweltpolitik bestehen mögliche Zielkonflikte nicht mehr nur zwischen Umweltzielen und Zielen der Wirtschafts- und Verkehrspolitik oder anderen Politikbereichen, sondern es entstehen zunehmend auch Zielkonflikte innerhalb des Politikfeldes „Umwelt“ selbst.

Vor einem derartigen Zielkonflikt sieht sich die Umweltpolitik auch bei der Genehmigung bzw. dem Bestandsschutz von kleinen Wasserkraftwerken – hier als Anlagen mit weniger als einem Megawatt Leistung definiert - gestellt. Auf der einen Seite tragen kleine Wasserkraftwerke zur Stärkung der regenerativen Energien bei - die Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen wird hier an erster Stelle als Argument genannt. Auf der anderen Seite ist die Errichtung oder Erweiterung kleiner Wasserkraftwerke mit Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes verbunden. Damit wird es erforderlich, die Vorteile (Nutzen) und Nachteile (Kosten) der Energieerzeugung aus kleinen Wasserkraftwerken zusammenzuführen, um diese im Abwägungs- und Entscheidungsprozeß weitgehend berücksichtigen zu können. Die Betrachtung kleiner Wasserkraftwerke ist vor diesem Hintergrund ein aktuelles Thema, da

- in der Bundesrepublik bei einer großen Anzahl der betriebenen Anlagen die Wasserrechte auslaufen und damit eine Neuvergabe der Konzessionen ansteht,
- es in letzter Zeit, auch durch staatliche Förderung unterstützt, insbesondere in den neuen Bundesländern zu einer vermehrten Wiederinbetriebnahme von Altanlagen kommt und
- zusätzlich an etlichen Standorten der Neubau von kleinen Wasserkraftanlagen geplant ist.

So fordert denn auch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1996) in ihrer *Nationalen Gewässerschutzkonzeption*, daß im Hinblick auf die Sperrwirkung und andere gewässerökologische Nachteile, die von Wasserkraftanlagen erzeugt werden, diese einer Bilanz zu unterwerfen sind, in der die Vorteile der Emissionsminderung von Kohlendioxid gegen die Beeinträchtigung der Gewässersysteme als Lebensraum abgewogen werden. Nur bei positiver Bilanz und bei Gewährleistung eines Mindestumfangs an Durchgängigkeit bzw. ausreichender Restwassermengen in den betroffenen Gewässern, so die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), sei ein weiterer Ausbau von Wasserkraftanlagen vertretbar. Zusammenfassend geht es in einem solchen Abwägungsprozeß um

1. die Stellung der kleinen Wasserkraftwerke im Energiesystem der Bundesrepublik. Hierbei spielen Fragen der Umweltentlastungseffekte im Bereich der Emissionen und der Wirtschaftlichkeit kleiner Wasserkraftwerke eine wesentliche Rolle,
2. die Bestandsaufnahme der ökologischen Wirkungen des Baus und des Betriebes kleiner Wasserkraftwerke und schließlich
3. den Versuch der "Gleichnamigmachung" der Wirkungen (Emissionen versus Naturbeeinträchtigung und Gewässerschutz).

Bewertungsmethoden

Die Auswirkungen kleiner Wasserkraftwerke können mit Hilfe verschiedener Methoden gemessen werden: Im Rahmen dieser Untersuchung soll die Kosten-Nutzen-Analyse im Vor-

dergrund stehen. Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse ist es, sämtliche Auswirkungen in monetären Größen zu messen. Der Vorteil dieser Art der Bewertung ist, daß ein einheitlicher Maßstab für die Bewertung verwendet wird. Im Idealfall könnten unterschiedlichste Auswirkungen miteinander verglichen werden. Dies ist für die zentrale Frage dieses Gutachtens von besonderer Bedeutung: Überwiegt der Vorteil kleiner Wasserkraftwerke, Strom ohne Freisetzung von Kohlendioxid erzeugen zu können, die Nachteile, die im Eingriff in Natur und Landschaft bestehen?

Ausgangspunkt für die ökonomische Bewertung sind - entsprechend der neoklassischen Wohlfahrtsökonomie, die die Grundlage der Kosten-Nutzen-Analyse ist - die Individuen und ihre Präferenzen. Sowohl die Folgen des anthropogenen Treibhauseffektes als auch die Maßnahmen zur Reduzierung der Kohlendioxid-Emissionen sind mit (Opportunitäts-) Kosten für die Gesellschaft verbunden: Die Frage aus Sicht der Ökonomie ist nun, mit welcher Strategie - dies kann auch ein Maßnahmenmix sein, zu dem dann auch eine gewisse Anpassung an die Folgen des Treibhauseffektes gehören kann - sind die geringsten Ressourcenaufwendungen verbunden. Diese Strategie zu wählen ist aus Sicht der Ökonomie deshalb sinnvoll, um zu möglichst geringen Kosten das Ziel „Verringerung des anthropogenen Treibhauseffektes“ zu erreichen.

Somit stellt sich die Frage, welche Kosten - d.h. Verzicht auf den Nutzen aus bestimmten Gütern wie z. B. einem möglichst naturnahen Fließgewässer – als Folge des Baus kleiner Wasserkraftwerke angesichts des anthropogenen Treibhauseffektes als noch akzeptabel angesehen werden. Niemand würde wohl sämtliche Bachläufe für die Errichtung von Wasserkraftwerken hergeben, während umgekehrt auch niemand sagen würde, Wasserkraftwerke sollten überhaupt nicht errichtet werden, da alle vorhandenen Bachläufe, ungeachtet der damit verbundenen Kosten (mögliche Folgen des Treibhauseffektes), zu schützen sein. Die als „richtig“ angesehene Kombination zwischen dem Gut Klimaschutz und dem Gut „natürlicher Bachlauf“ dürfte zwischen diesen beiden extremen Positionen liegen.

Überblick über den Gang der Untersuchung

In den folgenden beiden Kapiteln zwei und drei sollen zunächst die Anforderungen des Gewässerschutzes vor allem im Hinblick auf die Bedeutung der Gewässerstruktur und die Auswirkungen kleiner Wasserkraftanlagen auf die Fließgewässer ausführlicher dargestellt werden. Zum Ende der Kapitel werden dann mögliche Ausgleichsmaßnahmen diskutiert und die ökologischen Anforderungen an kleine Wasserkraftanlagen aufgeführt. Anschließend werden in Kapitel vier einige grundlegende Ausführungen zum anthropogenen Treibhauseffekt gemacht und die Anforderungen an eine Klimaschutzpolitik dargelegt. Kapitel fünf präsentiert dann Daten zur Wasserkraftnutzung in Deutschland.

Mit Kapitel sechs beginnend werden dann die Ansätze zur Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen aufgezeigt. Nachdem auf die betriebswirtschaftlichen Rahmenbedingungen eingegangen wurde, wird im Anschluß daran die volkswirtschaftliche Perspektive dargestellt, d.h. die positiven und negativen Effekte kleiner Wasserkraftanlagen behandelt. Hierzu wird im ersten Schritt auf die externen Effekte des anthropogenen Treibhauseffektes eingegangen, anschließend dann die externen Effekte im Bereich Natur und Landschaft dargestellt. Kapitel

10 geht schließlich auf konkrete Studien zur ökonomischen Bewertung der Wasserkraftnutzung ein und stellt deren Ergebnisse kurz dar. Nachdem dann noch auf die Genehmigungspraxis bei kleinen Wasserkraftwerken unter besonderer Berücksichtigung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) und auf die Ökobilanz als ein weiteres Instrument zur Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen eingegangen wurde, erfolgt in Kapitel 13 die zusammenfassende Bewertung. Schließlich werden in dem Kapitel weitere notwendige Schritte aufgezeigt, die zur Lösung dieses Nutzungskonfliktes zwischen Klima- und Gewässerschutz aufgrund der im Projekt gewonnenen Erkenntnisse notwendig erscheinen.

2 Anforderungen des Gewässerschutzes, insbesondere an die Struktur der Gewässer

2.1 Erweiterung der Gewässergütebetrachtung um die Gewässerstruktur

Nachdem lange Zeit die stofflichen Fragen zur Gewässergüte im Mittelpunkt der umweltpolitischen Bemühungen standen, wird zunehmend die Bedeutung der Gewässerstruktur deutlich. Daher soll in diesem Kapitel zunächst die Gewässerstruktur, so weit es für die Beurteilung der Auswirkungen kleiner Wasserkraftwerke von Bedeutung ist, näher betrachtet werden.

„Die *Struktur* der Fließgewässer bestimmt in hohem Maße ihren ökologischen Wert für den Landschaftshaushalt und ihre Qualität als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. (...) Insbesondere das Vermögen des Gewässers, Einflüsse von Einleitungen schädlicher Stoffe zu puffern bzw. selbstreinigend abzubauen, der Erhalt eines stabilen Grundwasserbestandes, die Retention von Niederschlags- und Abflußspitzen (Milderung von Hochwassergefahren), der Reichtum an Lebensraumnischen, die Vernetzung von Lebensräumen sind unersetzliche Funktionen nicht zuletzt für die menschliche Existenz in der Landschaft.“ (LfU Baden-Württemberg 1995, S.6)

Die anthropogen bedingten Stoffeinträge, die zur Verschmutzung der Fließgewässer und damit zu einer Beeinträchtigung von Nutzungen und Schädigungen des Gewässersystems führen können, wurden in Deutschland verstärkt in den siebziger Jahren thematisiert. Seit Mitte der siebziger Jahre, dem Zeitpunkt der größten stofflichen Belastung der Fließgewässer in Deutschland, haben sich die seither durchgeführten Gewässerschutzmaßnahmen, insbesondere der Bau von Kläranlagen, äußerst positiv ausgewirkt. Wie die biologische Gewässergütekarte von 1995 zeigt, ist das umweltpolitische Ziel der siebziger Jahre, die Gewässergütekategorie II, heute überwiegend erreicht. Die Beeinflussung des Lebensraumes Fließgewässer erfolgt jedoch nicht nur über stoffliche, sondern auch über die Veränderung struktureller Merkmale.

„Bei dem heute erreichten Standard des Gewässerschutzes in der Bundesrepublik Deutschland ist davon auszugehen, daß Eingriffe in die natürlichen oder noch vorhandenen naturnahen Strukturen der Gewässer und die sie begleitenden Talauen noch wesentlich nachhaltigere Folgen haben können als die Stoffeinträge“ (LAWA 1996: 8).

Dabei stehen beide Merkmale – biologische Gewässergüte und Gewässerstruktur - zudem in einem sich wechselseitig beeinflussenden Zusammenhang. Die *Gewässerstruktur* hat darüber hinaus nicht nur mittelbaren Einfluß auf die Gewässergüte, sie spielt auch direkt eine entscheidende Rolle für die Funktionsfähigkeit des Ökosystems Fließgewässers. So wird deutlich, daß der Schutz der Funktionalität und damit der Biodiversität entscheidend nur über den Standort- und Lebensraumschutz der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften zu erreichen ist. Die stoffliche Entlastung sowie eine am potentiell natürlichen Zustand orientierte Gewässerstruktur bilden somit zum Schutz des Lebensraumes Fließgewässer eine Einheit. Die Bedeutung der stofflich bedingten Gewässergüte wurde schon früh erkannt und

entsprechende Verbesserungsmaßnahmen gefördert. Die Bedeutung der Gewässerstruktur und Maßnahmen zu ihrer Verbesserung werden hingegen erst seit jüngerer Zeit thematisiert.

2.2 Die Funktionen des Naturhaushalts von Gewässer und Aue

Das naturbelassene Fließgewässer mit seiner Auenlandschaft erfüllt eine Reihe von elementaren Funktionen für den Naturhaushalt (Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz 1994, S5f, siehe auch LfU Baden-Württemberg 1995: 6):

- Natürliche Hochwasserrückhaltung: insbesondere die naturbelassene Aue mit ihrer Überschwemmungskapazität trägt zur Dämpfung und Verzögerung der Hochwasserwellen bei;
- Natürliche Niedrigwasserhaltung: insbesondere hohe Grundwasserstände in der naturbelassenen Aue tragen zur Verminderung der Vegetations- und Schäden an Lebewesen durch Niedrigwasser bei;
- Natürliche Strukturregeneration: der natürliche Geschiebetransport und die Varianz in der Abflußdynamik führen zu einer ständigen Wiederherstellung und Erneuerung der natürlichen gewässertypischen Strukturen;
- Natürliche Selbstregulation: witterungs- und anthropogenbedingte Streßsituationen können vom Gewässerbettssystem und der Gewässerbiozönose abgefangen, kompensiert und vermindert werden;
- Natürliche Refugienbildung: gewässer- und auetypische Teillebensräume bilden und regenerieren sich selbständig;
- Natürliche Biotopvernetzung: Lenkung und Förderung der Ausbreitung und natürlichen Wanderung von vielen Organismen;
- Natürliche Landschaftsbereicherung: Die große Struktur- und Biotopvielfalt des Gewässers und seiner Dynamik bereichert der Lebensraum Fließgewässer das Landschaftsbild und damit den Erlebnis- und Erholungswertes für den Menschen.

2.3 Zielsetzung im Bereich Gewässerstrukturgüte

Leitbilddefinition

Um die Beschreibung des Ist-Zustandes der Gewässergüte allgemeinen Kriterien unterwerfen zu können, ist es nötig, als Vorgabe ein Leitbild mit überprüfbaren Indikatoren zu definieren und dann den Abstand zwischen Ist-Zustand und Leitbild messen zu können. Als Leitbild für die Gewässerstruktur wird weitestgehend vom „potentiell natürlichen Zustand“ gesprochen.¹

„Das Leitbild beantwortet die Frage, welche Annäherungen an natürliche Entwicklungen unter heutigen Umständen erreichbar wären, wenn es keine sozialen und ökonomischen Beeinträchtigungen gäbe.“

¹ Otto (1995: 23) titulierte das Leitbild: „heutiger potentieller natürlicher Gewässerzustand“, um damit zum Ausdruck zu bringen, daß der Zustand gemeint ist, der sich ergäbe, wenn jegliche anthropogene Beeinträchtigung unterbliebe.

mischen Beschränkungen gäbe.“ (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., zitiert als DVWK 1996a: 36)

Damit wird als Leitbild der Zustand angesehen, der sich ergäbe, wenn das Gewässer frei von anthropogenem Nutzungsdruck wäre (IÖW 1996b: 7), also frei von jeglicher menschlichen Einflußnahme. Zur inhaltlichen Ausprägung des „potentiell natürlichen Zustandes“ im Bereich der Gewässerstruktur gibt es folgende Überlegungen:

„Das allgemeine Leitbild für Fließgewässer orientiert sich an der natürlichen Funktionsfähigkeit von Fließgewässerökosystemen und beschreibt einen Idealzustand ohne steuernde Eingriffe. Bei seiner Formulierung stehen dynamische Prozesse hinsichtlich des Abflußgeschehens, der Gewässerbettgestaltung, der Auenbildung, des Stoffhaushaltes und der Entwicklung der Lebensgemeinschaften im Mittelpunkt.“ (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 1996: 7)

„Jede Veränderung eines Gewässers in Richtung auf den potentiellen natürlichen Zustand stellt aus der Sicht des Gewässerschutzes und der Gewässerpflege grundsätzlich eine Zustandsverbesserung und einen Gewinn dar.“ (Otto 1995: 26)

Das Leitbild des potentiell natürlichen Zustandes ergibt sich aus den Überlegungen, einen hinreichenden Schutz des Ökosystems Fließgewässer anzustreben, um damit die abiotischen Strukturen und implizit auch die Lebewesen in diesem Gesamtsystem zu schützen. Für die Beurteilung der Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf die Struktur des Fließgewässers stellt der potentiell natürliche Zustand einen Idealzustand des Gewässers dar.

Entwicklungsziel

Das Entwicklungsziel wird unter Berücksichtigung der momentan gegebenen und als unausweichlich geltenden Restriktionen folgendermaßen verstanden:

„Während das Leitbild als ökologischer Fachbeitrag die strategische Entwicklung vorgibt, definiert das Entwicklungsziel den *voraussichtlich realisierbaren* Zustand von Einzugsgebiet, Aue und Fließgewässer. Es fordert die notwendigen Veränderungen und beinhaltet kurz-, mittel- und langfristige erreichbare Komponenten.“ (DVWK 1996a: 43)

2.4 Methodik zur Ermittlung der Strukturgüte

Der Unterschied zwischen Leitbild und Entwicklungsziel ist somit erstens darin zu sehen, daß die Definition des Entwicklungsziels nach einer Art Rangliste der Durchsetzbarkeit erfolgt, die Setzung des Entwicklungszieles bedarf eines Abwägungsprozesses zwischen verschiedenen Nutzungskonkurrenzen. Zweitens, damit zusammenhängend, liegt die Erreichbarkeit des Entwicklungsziels zeitlich wesentlich näher als die des Leitbildes, wobei das Erreichen des Leitbildes in vollem Umfang wegen der unten aufgelisteten Nutzungskonkurrenzen aus heutiger Sicht in Kulturlandschaften weitestgehend unmöglich erscheint.

Um das Entwicklungsziel festsetzen zu können, ist es zunächst erforderlich, Indikatoren einzuführen, auf deren Grundlage der Ist-Zustand mit dem Leitbild verglichen werden kann. Das Entwicklungsziel entspricht dabei einem unter Abwägung der Machbarkeit erreichbar er-

scheinendem Zustand, der sich auf einem Kontinuum zwischen Leitbild und Ist-Zustand befindet. Als Verfahren zur Bestimmung des Zustandes der Struktur eines Fließgewässers werden vier Schritte vorgeschlagen:

1. „Feststellen des natürlichen Grundtypus von Gewässern, zu dem das gegebene Gewässer nach den Regeln der allgemeinen Gewässertypologie gehört,
2. Feststellen eines „Referenzgewässers“, das zu dem selben Grundtypus gehört und sich in einem naturnahen Zustand befindet,
3. Aufsuchen des Referenzgewässers und Erfassen seiner typischen Eigenschaften,
4. Gedankliches Übertragen der typischen Eigenschaften des Referenzgewässers auf das gegebene Gewässer.“ (Otto 1995: 23)

Mit Hilfe des Vergleichs mit dem natürlichen Referenzgewässer wird es möglich, für jedes Gewässer mit Hilfe von Indikatoren die jeweilige Ausprägung bzw. die typischen Eigenschaften (in DVWK 1996b: 13-15 werden die typischen Eigenschaften auch repräsentative Ökofaktoren genannt) und damit den Abstand zur Naturnähe zu bestimmen. Das Referenzgewässer dient dabei zur Spezifizierung des Leitbildes für eine bestimmte Kategorie Fließgewässer, der das zu untersuchende Gewässer zuzuordnen ist („spezifisches Leitbild“, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 1996: 7).

In einer hessischen Pilotstudie, in der flächendeckend alle Fließgewässer des Landes bis 1998 kartiert sein sollen, gelten ebenso wie im rheinland-pfälzischen und nordrhein-westfälischen Verfahren als Hauptparameter (vgl. Hessisches Umweltministerium 1996: 9 und Landesamt f. Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz 1994):

- 1) Laufentwicklung,
- 2) Längsprofil,
- 3) Querprofil,
- 4) Sohlenstruktur,
- 5) Uferstruktur und
- 6) Gewässerumfeld.

Der Zustand des zu untersuchenden Fließgewässerabschnittes wird bei diesen maßnahmenbezogenen Kartierungen in eine Skala von 1 bis 7 eingestuft, wobei 1 für (potentiell) natürlich steht, 7 für vollkommen naturfern - analog zur biologischen Gewässergütekartierung, bei der die Klassifizierung von unbelastet (Güte 1) bis übermäßig verschmutzt (Güte 7) geht. Die Kategoriebildung in der *Übersichtskartierung* unterscheidet sich von der maßnahmenbezogenen Kartierung in Rheinland-Pfalz insoweit, daß in Baden-Württemberg lediglich drei Kategorien aufgeführt werden. Die erste Kategorie, „weitgehend naturnah“ entspricht insofern nicht dem Leitbild „potentiell natürlicher Zustand“. Vielmehr scheinen hier die ersten drei Kategorien, wie sie in der rheinland-pfälzischen Kartierung festgesetzt wurden, grob zusammengefaßt zu sein.

Der Natürlichkeitsgrad von 1 stellt in der *maßnahmenbezogenen Methode* das Leitbild des potentiell natürlichen Referenzgewässers dar, jeweils ausgedrückt durch die Ausprägung der typischen Eigenschaften/ Hauptparameter. Das durch die momentan unverrückbaren Nutzungskonkurrenzen eingeschränkte Leitbild stellt das Entwicklungsziel oder den in einer be-

stimmten Zeitperspektive erreichbaren und anzustrebenden Soll-Zustand dar. Dabei ist zu beachten, daß dieser Soll-Zustand durch die jeweilige Bewertung der Nutzungskonkurrenzen einer politischen Festsetzung bedarf und daß sich die Nutzungskonkurrenzen und deren Bewertung mit der Zeitperspektive verändern können.

Zur Definition des Soll-Zustandes kann dann ein anzustrebender Natürlichkeitsgrad festgesetzt werden, z.B. die Mindeststrukturgüte 3. Dabei kann eine erwünschte und in einem gewissen Zeitraum erreichbare Verteilung der Strukturgüteklassen vorgegeben werden, wie dies bei Otto (1995: 48) geschieht.

Die Kartierung der *biologischen Gewässergüte* nach dem Saprobien-system erfolgt bereits bundeseinheitlich, für die bundeseinheitliche Kartierung der *Gewässerstrukturgüte* laufen zur Zeit die Vorbereitungen. Zusätzlich wäre, auch als eine Überprüfung der ergriffenen Maßnahmen zur Verbesserung von Gewässergüte und -struktur, eine Aufstellung der biotischen Eigenschaften des Fließgewässers denkbar.

Bisher erfolgte Bestandsaufnahmen des Ist-Zustandes

Eine genaue Erhebung über den Anteil der als noch naturnah einzustufenden Fließgewässer an der Gesamtheit der Fließgewässer gibt es bisher nicht. Dazu wäre die Kartierung aller Fließgewässer nötig. Um dennoch einen Eindruck von der Gewässerstruktur zu bekommen, erfolgt hier eine kurze Darstellung einiger Schätzungen und Voruntersuchungen:

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen stellte in seinem Gutachten 1987 fest: „Etwa 40% aller Fluß- und Bachläufe sind inzwischen ausgebaut und fließen zwischen harten Uferbefestigungen. (...) Durch den Ausbau von Staustufen sind viele Flüsse nur noch zu Hochwasserzeiten ein Fließgewässer“ (RSU 1987: 299). Der Deutsche Rat für Landschaftspflege schätzt im Jahre 1989, daß lediglich „(...) *wenige* Fließgewässerstrecken im Quell- oder Oberlaufbereich (...)“ als naturnah bezeichnet werden können (DRL 1989: 730).

Nach Otto hat die Gestaltung der Gewässer in der Vergangenheit nach ökonomischen und technischen Gesichtspunkten zu „monotonen und naturfernen Gewässern geführt, die nicht nur unerfreulich aussehen, sondern die auch einen Großteil ihrer natürlichen ökologischen Funktionen nicht mehr zu erfüllen vermögen“ (Otto 1995: 7). In erster Linie ist hier der Verlust des natürlichen Hochwasserretentionsvermögens der Fließgewässer anzuführen. In der Folge seien in Rheinland-Pfalz die Gewässer „ (...) zu etwa 80% in einem mehr oder minder hohen Maße renaturierungsbedürftig.“ (Otto 1995: 8)

Eine *Übersichtskartierung* des morphologischen Zustands der Fließgewässer in *Baden-Württemberg* aus den Jahren 1992/93 ergab folgende Einteilung in drei Kategorien: 21,7 Prozent der bewerteten Gewässerstrecken wurden als weitgehend naturnah eingestuft, 30,7 Prozent als beeinträchtigt und 47,6 Prozent als naturfern (LfU B-W 1995: 8).

Schließlich soll noch die 1994 erstmals veröffentlichte Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen für Deutschland erwähnt werden. Darin sind von den aufgeführten 509 Biotoptypen mehr als zwei Drittel aller vorkommenden und nahezu alle schutzwürdigen Biotoptypen (rund 92 Prozent) als gefährdet eingestuft. 15 Prozent werden als von vollständiger Vernichtung bedroht eingestuft. Als Gefährdungskriterien werden die Gefährdung durch direkte Vernichtung (Flächenverlust) und die Gefährdung durch qualitative Veränderungen genannt. Von denje-

nigen Lebensräumen, die dieser Liste nach als nicht gefährdet angesehen werden können (30,6 Prozent), ist der überwiegende Teil aus Sicht des Naturschutzes entweder nicht besonders schutzwürdig oder wird gar als *unerwünscht* eingestuft.

Die Auswertung nach dem Kriterium der Regenerationsfähigkeit, das zusätzlich für die einzelnen Biotoptypen erhoben wurde, ergibt folgendes Bild: von den insgesamt 350 gefährdeten Lebensraumtypen wurden 12 Prozent als nicht, 22,9 Prozent als kaum und 37,7 Prozent als schwer regenerierbar eingeschätzt; nur etwa ein Fünftel könne mit Hilfe von Naturschutzmaßnahmen „wiederhergestellt“ werden (Riecken et al. 1994).

Nach der Einstufung in dieser Roten Liste gehören die Fließgewässer zu der Gruppe von Biotopen, die fast durchgehend als von vollständiger Vernichtung bedroht oder stark gefährdet eingestuft werden (Riecken et al. 1994: 42f). Als wesentliche Gefährdungsfaktoren für die Fließgewässer werden u.a. genannt: Wasserableitung, Nährstoff- und Schadstoffeintrag (z. B. Abwassereinleitung, Düngemittel, Gülle, Schwermetalle, halogenierte Kohlenwasserstoffe), intensive Freizeitnutzung (Bootsverkehr), Stauhaltung zur Energiegewinnung, Fließgewässerbegradigung, Uferverbau, Sohlveränderung und Maßnahmen zur Gewässerunterhaltung.

2.5 Nutzungskonkurrenzen im Gewässerbereich

Der Natürlichkeit der Fließgewässer steht ihre anthropogene Nutzung gegenüber. Fließgewässer wurden schon seit Jahrtausenden ausgebaut. Für die in dieser Studie betrachteten kleinen Fließgewässer ergeben sich insbesondere folgende Konflikte mit dem Leitbild des potentiell natürlichen Zustandes von Fließgewässern:

- Bach- und Flußbegradigungen: Begradigungen und Kanalisation der Bach- und Flußläufe, vor allem zur Gewinnung von Bodenflächen für Bebauung und Landwirtschaft, ziehen eine Veränderung der Abflußschwankungen nach sich.
- Bauliche Nutzungen und Bodenversiegelungen: Die Versiegelung von Boden hat vor allem Auswirkungen auf den Wasserkreislauf. Die Unterbindung der Versickerungsmöglichkeiten führt zu einer Kanalisierung des Regenwassers mit möglicher Erhöhung der Hochwassergefahren (DRL 1989: 734, auch UBA 1994a: 20);
- Wasserentzug und Einleitungen: Wasserentzug für Trinkwasser, aber auch zur industriellen Nutzung (Brauchwasser) oder zur Nutzung in Kläranlagen führt zur Veränderung der Wassermenge mit möglichen Auswirkungen auf die Gewässerstruktur. Die Einleitung des gebrauchten Wassers (etwa Kühlwasser) und von toxischen Stoffen, vor allem aus dem Bereich der Landwirtschaft, führt in erster Linie zu Veränderungen der biologischen Gewässergüte (DRL 1989: 733);
- Stauanlagen und Fischteiche: Stauanlagen dienen hauptsächlich zur Sicherstellung der Wasserversorgung (Trink- und Brauchwasser), zum Schutz vor Hochwasser und zur Stromproduktion (Wasserkraftanlagen), zur Schiffbarmachung, als Fischteiche, aber auch zur wirtschaftlichen Nutzung oder zur Gestaltung der Freizeit. (DRL 1989: 735f);

- Nutzung für Freizeit und Erholung: Bach- und kleinere Flußläufe sind nicht nur für Wassersportler attraktiv, vielfältige Nutzungen der Fließgewässer und ihrer Umgebung sind denkbar (DRL 1989: 736).

2.6 Das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem als Beispiel

Als ein Beispiel zur Festlegung von Zielen im Gewässerschutz und der Bestimmung der entsprechenden Gewässer kann das *Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem*² angesehen werden. Bereits 1985 wurde von der Fachbehörde für Naturschutz dieses landesweite Konzept entwickelt, durch dessen Umsetzung alle in Niedersachsen vorkommenden Fließgewässertypen mit ihren charakteristischen Lebensräumen und Lebensgemeinschaften in einem funktionsfähigen System nachhaltig gesichert werden sollten. Als Begründung für die Entwicklung eines derartigen Fließgewässerschutzsystems wird die in § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes und des Niedersächsischen Naturschutzgesetzes formulierte Verpflichtung herangezogen, nach denen Natur und Landschaft, und damit auch die Gewässer als prägende Bestandteile von Natur und Landschaft, so zu pflegen und zu schützen und zu entwickeln sind, daß

1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes
2. die Nutzbarkeit der Naturgüter
3. die Pflanzen- und Tierwelt sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft

als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind.

Durch das Fließgewässerschutzsystem wird unter allen Gewässern eine Auswahl getroffen, da nicht alle Gewässer ökologisch optimal geschützt werden können. Das Konzept bezeichnet somit diejenigen Bäche und Flüsse, die mindestens zum Aufbau eines funktionsfähigen Gewässernetzes in einen naturnahen Zustand gebracht werden müssen. Auf der Ebene der naturräumlichen Regionen wurden für das Schutzsystem möglichst repräsentative Gewässer, die eine gute Voraussetzung für die Renaturierung aufweisen, ausgewählt. Dabei wurden die verschiedenen Gewässertypen, die Vernetzung der Fließgewässer und ihre Besiedlungsgeschichte aufgenommen.

Resultat war, daß pro naturräumlicher Region und pro Einzugsgebiet eines größeren Flusses ein Hauptgewässer einschließlich der ihm zufließenden Nebengewässer ausgewählt wurde. Neben den Hauptgewässern gehören zum Fließgewässerschutzsystem die Verbindungsgewässer, die die Hauptgewässer untereinander und mit dem Meer verbinden und mehrere naturräumliche Regionen verbinden. Die jeweiligen Anforderungen an die einzelnen Gewässer sind folgende:

² Für eine ausführlichere Darstellung vergleiche Dahl und Hullen (1989) sowie Kairies und Dahlmann (1995) sowie die dort angegebene Literatur.

1. Hauptgewässer (mit Nebengewässern)

In jeder naturräumlichen Region und in jedem Stromgebiet sollte ein Hauptgewässer von der Quelle bis zur Mündung (in das Verbindungsgewässer) mit möglichst vielen Nebengewässern in einen naturnahen Zustand gebracht werden, d.h.

- Erhalt bzw. Wiederherstellung der natürlichen Gewässerqualität,
- Erhalt bzw. Wiederherstellung einer naturnahen Wasserführung (Vermeidung von Aufstau und Wasserentnahmen),
- Erhalt bzw. Wiederherstellung einer naturnahen Gewässerbettstruktur (naturnahe Längs- und Querprofile),
- Erhalt bzw. weitgehende Wiederherstellung einer naturnahen Aue (naturnahe Überschwemmungsgebiete in Bezug auf Größe und Nutzung).

2. Verbindungsgewässer

Sie durchfließen mehrere naturräumliche Regionen und verbinden die jeweiligen Hauptgewässer.

- Verbesserung der Gewässerqualität auf Gewässergüteklasse II,
- Reduzierung von (unnatürlichen) Belastungen wie z. B. Chlorid, Schwermetallen oder Abwärme,
- Wiederherstellung der Durchgängigkeit für wandernde Arten durch sukzessiven Abbau oder Umbau von Querverbindungen (Wehre, Sohlabstürze etc.),
- Erhalt aller noch vorhandenen naturnahen Gewässerabschnitte.

Zu erwähnen ist noch, daß dies Konzept in alle übergeordneten Planungen integriert wurde und die Gewässer und Ziele des Schutzsystems in die Landschaftsrahmenpläne der Landkreise einfließen. Ferner ist als Schritt mit rechtlicher Relevanz die Integration der Gewässer des Schutzsystems in das Landesraumordnungsprogramm zu nennen. Die Hauptgewässer einschließlich ihrer Auen sind dort als Vorranggebiete für Natur und Landschaft dargestellt. Alle raumbedeutsamen Planungen in diesen Gebieten müssen mit der jeweils festgelegten vorrangigen Zweckbestimmung vereinbar sein.

3 Mögliche Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fließgewässer

Um die Einflüsse von Kleinwasserkraftanlagen auf den Natürlichkeitsgrad abschätzen zu können, soll nun eine ausführlichere Betrachtung der Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fließgewässer erfolgen. Dabei umfaßt dieser Lebensraum das Fließgewässer, die Uferrandbereiche und die Auen.

Es erfolgt eine Unterscheidung zwischen Ausleitungskraftwerken und Flußkraftwerken. Rund 75% der Kleinwasserkraftanlagen sind Ausleitungskraftwerke (DVWK 1996d: 1). In Ausleitungskraftwerken wird das Wasser aus dem Gewässerbett umgeleitet und dann in einem externen Turbinenhaus zur Stromerzeugung genutzt, in Flußkraftwerken wird das Turbinenhaus direkt in den Fluß gebaut. Da die Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen jeweils von dem konkret betrachteten Objekt abhängen, sind verallgemeinernde Aussagen immer mit Vorbehalt zu betrachten. In der Folge werden insofern die typisierten Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen aufgezeigt.

Bei der verwendeten Systematik erfolgt eine Anlehnung an die Grundschematik von Klepser (1996), der eine Unterscheidung der Auswirkungen nach den Ursachen Wehr, Stau, Ausleitung und Schwellbetrieb vornimmt. Weiterhin wird der Punkt „Bau- und Unterhaltungsaktivitäten“ einbezogen.

Die verschiedenen abiotischen und biotischen Veränderungen stehen oft in gegenseitigen, oft auch iterativen Wechselbeziehungen, so daß eine Wirkungskette nicht nur in eine Richtung läuft und innerhalb der unten aufgeführten Aufstellung Wiederholungen nicht zu vermeiden sind. Trotzdem wird versucht, eine Systematik bzw. eine Aufteilung der betrachteten Phänomene, wie sie in der Tabelle unten angedeutet wird, durchzuhalten.

Weiterhin bedürfen der Betrieb, Neubau und Wiederinbetriebnahme von Kleinwasserkraftanlagen einer Unterscheidung bei der Beurteilung ihrer Auswirkungen auf die Fließgewässer:

Auswirkungen des Betriebs: Mit den Auswirkungen des Betriebs von Kleinwasserkraftanlagen sind die Auswirkungen der Unterhaltungsaktivitäten gemeint, die unten im Punkt Bau- und Unterhaltungsaktivitäten auftauchen. Die unten aufgelisteten Auswirkungen treten während der Betriebsphase auf, bei nicht vollständigem Rückbau nach der Betriebsphase teilweise auch danach.

Auswirkungen von Neubau und Wiederinbetriebnahme: Ansatzpunkte der Unterscheidung zwischen Neubau und Wiederinbetriebnahme sind vor allem der Umfang der zwischen Stilllegung und Wiederinbetriebnahme abgelaufenen Anpassungsprozesse der Natur an die neue Situation und der Zustand der Altanlage. Grundsätzlich sind bei und nach einer Wiederinbetriebnahme alle Auswirkungen von Bau, Wehr, Stau, Ausleitungsstrecke, Turbine und Schwellbetrieb zu erwarten (IÖW 1996b: 8). Der Besonderheit des Neubaus wird durch die gesetzlich festgelegte Verpflichtung zur Durchführung einer UVP Rechnung getragen.

Die Wiederinbetriebnahme von ehemaligen Anlagen bedeutet nicht unbedingt, daß die Gewässerstrukturen schon geschädigt sind und daß deshalb eine Wiederinbetriebnahme keine zusätzlichen Schädigungen der Gewässerstrukturen und des Lebensraumes Fließgewässer

nach sich ziehen. Hier ist eine Differenzierung in dem Sinne geboten, daß sich im Bereich der Altanlagen inzwischen neue, möglicherweise auch fließgewässertypische Strukturen (zurück-) gebildet haben und somit vergleichbare Schädigungen wie bei einem Neubau erwartet werden können. (siehe auch: Reichholf-Riem 1986: 58f)

3.1 Überblick über die Auswirkungen von kleinen Wasserkraftanlagen auf das Ökosystem Fließgewässer

Der Bau eines Wehres als Querbauwerk stellt einen der wesentlichen Eingriffe dar, die mit kleinen Wasserkraftanlagen in Zusammenhang stehen. Durch das Wehr entsteht erst der Stau, durch gesteuerte Abflußveränderungen kommt es zu Schwall oder Sunk. Die in der Aufstellung verwendete Grundsystematik sieht folgendermaßen aus:

1. *Bau- und Unterhaltungsaktivitäten*: Hier interessieren in erster Linie die unmittelbaren Wirkungen der Kleinwasserkraftanlagen auf Gewässer und Umland. Auf die Möglichkeit einer Ökobilanzierung wird in Kapitel 12 eingegangen.
2. *Wehranlage als Flußsperre*: Die Auswirkungen des Wehres werden in dieser Aufstellung hauptsächlich als Folgen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums gesehen. Zur Abmilderung dieser Unterbrechung für aquatische Lebewesen wird unten als Möglichkeit auch der Bau eines Umgehungsgerinnes und Fischpasses angeführt.
3. *Staubereich*: Die Aufstauung des Fließgewässers ist eine vom Menschen gewollte Auswirkung des Wehres und wird hier wegen der Folgen für die Gewässerstruktur und damit für den Lebensraum Fließgewässer als eigener Problembereich behandelt. Selbstverständlich kommt es jedoch zu Überschneidungen mit den Auswirkungen des Wehres als Flußsperre, etwa bei der Ablagerung von Geschiebe und Sedimenten.
4. *Ausleitung*: Bei Ausleitungskraftwerken besteht das wesentliche Problem in der Reduktion der Gewässertiefe im historischen Gewässerbett. Ausreichendes „Mindestwasser“ soll dazu dienen, daß das ursprüngliche und jetzt ausgeleitete Gewässerbett (Ausleitungsstrecke) zumindest ansatzweise seinen ursprünglichen Funktionen als Lebensraum gerecht werden kann.
5. *Turbine*: Turbinen verursachen Schäden an Fischen. Auf die Wirkungen der zur Abmilderung dieser Schädigungen eingesetzten Rechen wird im Verlauf dieses Kapitels näher eingegangen.
6. *Schwellbetrieb*: Mit dem Problembereich Schwellbetrieb ist in erster Linie die künstliche Erzeugung von Abflußschwankungen und deren Folgen gemeint. Schwellbetrieb ist jedoch nicht bei jedem Kraftwerk anzutreffen. (Jungwirth, Muhar 1991: 1)

Im Anschluß an die Darstellung der Auswirkungen wird dann versucht, Auflagen oder Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen zur Verminderung der wesentlichsten Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen entsprechend der gewählten Systematik darzustellen. Wichtigste und deshalb auch am ausführlichsten behandelte Auflagen und Ausgleichsmaßnahmen sind:

- Fischpässe und Umgehungsgerinne,

Tabelle 2: Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf Fließgewässer:

AUSWIRKUNGEN VON KLEINWASSERKRAFTANLAGEN			
Abiotische Veränderung	Biotische Wirkung auf:		
	Fische, Makrozoobenthon und sonstige aquatische Lebewesen	Vegetation	Mensch
1 Auslöser: Bau- und Unterhaltungsaktivitäten			
ökologische Veränderungen im und um den Lebensraum Fließgewässer	toxische Wirkung von Schmierstoffen und Feststoffaufwirbelungen, Lebensraumverluste	Lebensraumverlust führt zu Vegetationsverlusten	Lebensraumverlust Ästhetik
2 Auslöser: Wehranlage als Flußsperre			
Unterbrechung / Änderung des Fließgewässerkontinuums Geschiebetransportunterbrechung Grundwasserveränderungen wegen Einsohlung im Unterwasser	Auf- und Abstieg, Austausch wird unterbunden	Grundwasserveränderung zieht Veränderung der Vegetationsbestände nach sich	Ästhetik, Grundwasseränderungen beeinträchtigen die landwirtschaftlichen Erträge
3 Auslöser: Staubereich			
Veränderung der Strömungsverhältnisse, weitgehender Wegfall der Abflußdynamik Veränderung des Temperaturhaushalts Veränderung des Geschiebehaushalts Erhöhte Ablagerung von Feinsedimenten Veränderung der Sauerstoffversorgung/ Vegetation Abnahme der Tiefen- und Breitenvarianz, Vereinheitlichung der Lebensräume langfristige oder endgültige Veränderungen in der Aue Veränderung der Retentionswirkung bei Hochwasser Grundwasserveränderungen Methan- und CO ₂ -Emissionen Veränderung des Bild- und Erholungswertes des Gewässers	Veränderung des Lebensraumes (hauptsächlich Wegfall der fließgewässertypischen Abflußdynamik) führt zu Veränderung der Bestände, auf Fließgewässer spezialisierte Arten werden durch Ubiquisten abgelöst	Veränderung des Lebensraumes führt zu Veränderung der Bestände Grundwasserveränderungen führen zu Vegetationsschäden	Freizeitgestaltung, Ästhetik, Grundwasserbestandsveränderung beeinträchtigen die landwirtschaftlichen Erträge, Fischereierträge werden beeinträchtigt
4 Auslöser: Ausleitung des Gewässers			
fragliche Naturnähe der Umleitungsstrecke Reduktion der Wassertiefe im historischen Gewässerbett Einengung bzw. Wegfall der Wasserwechselzone Ungenügende Verdünnung von Einleitungen Veränderung des Bild- und Erholungswertes des Gewässers	Veränderung des Lebensraumes (hauptsächlich die geringe Wasserführung im historischen Gewässerbett) führt zu Veränderung und Verminderung der Bestände	Veränderung des Lebensraumes führt zu Veränderung des Bestandes	Ästhetik
5 Auslöser: Turbine			
	Fischschäden		abnehmende Fischereierträge
6 Auslöser: Schwellbetrieb			
Erzeugung hochfrequenter künstlicher Abflussschwankungen	Veränderung des Lebensraumes/ der Lebensraumzyklen führt zu Veränderung der Bestände	Veränderung des Lebensraumes/ der Lebensraumzyklen führt zu Veränderung der Bestände	Lärm
AUSWIRKUNGEN VON AUFLAGEN ODER AUSGLEICHS- UND ERSATZMAßNAHMEN (AUSWAHL)			
Fischpässe und Umgehungsgerinne			
Unterbrechung des Gewässerkontinuums durch das Wehr wird zumindest ansatzweise aufgehoben	Auf-, Abstieg, Austausch wird ansatzweise wieder ermöglicht		
Mindestwasser			
möglichst naturnaher Wasserstand im historischen Mutterbett (Ausleitungsstrecke) soll wieder hergestellt werden	möglichst standortmäßiger Lebensraum führt ansatzweise zu Wiederbesiedlung von fließgewässercharakteristischen Arten	möglichst standortmäßiger Lebensraum führt ansatzweise zu Wiederbesiedlung von fließgewässercharakteristischer Vegetation	
Turbinenrechen			
Der Zugang für aquatische Lebewesen zu den Turbinen soll verhindert werden	Minderung der Turbinenschäden bei aquatischen Lebewesen		

Quelle: eigene Zusammenstellung

- Rechen, die vor Turbinen geschaltet werden und
- die Abgabe einer Mindestwassermenge in die Ausleitungsstrecke.

Diese verschiedenen Möglichkeiten, negative Auswirkungen des Betriebs kleiner Wasserkraftanlagen zu reduzieren bzw. aufzuheben haben alle erhebliche Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlagen. Sie erfordern zum einen zusätzliche Investitionen und verringern die mögliche Produktionsmenge an Strom, die die Anlage an dem jeweiligen Standort erzeugen könnte.

3.2 Detaillierte Betrachtung der Auswirkungen auf Fließgewässer

3.2.1 Bau- und Unterhaltungsaktivitäten

Bedeutung von Bau- und Unterhaltungsaktivitäten: Die Erstellung und Instandhaltung einer Kleinwasserkraftanlage bedarf des Einsatzes von Materie und Energie und der Bereitstellung von Boden, zusätzlich ist mit verschiedensten Emissionen zu rechnen.

Auswirkungen von Bau- und Unterhaltungsaktivitäten: Die Auswirkungen von Bau- und Unterhaltungsaktivitäten von Kleinwasserkraftanlagen lassen sich unterteilen in

- die durch Stoffströme, Emissionen und Energieverbräuche ausgelösten Auswirkungen und
- die unmittelbaren Auswirkungen auf den Lebensraum Fließgewässer.

Ökologische Veränderungen im und um den Lebensraum Fließgewässer: Die Bodennutzung durch Straßen- und Anlagenbau im Gewässerumfeld führt zu temporären und bleibenden Lebensraumverlusten für Tiere und Pflanzen. Schmierstoffe zum Unterhalt von Kleinwasserkraftanlagen können durch ihre Ausbreitung im Gewässer zumindest temporäre, auch toxische Wirkungen mit Schädigungen der Lebewesen haben, ebenso Lärm- und Staubemissionen. (Masuhr et al. 1994: 4f)

Jungwirth und Muhar sehen ein besonderes Gefährdungspotential in Zementabwässern und Öl/ Benzinverunreinigungen. (Jungwirth, Muhar 1991: 11) Die einfache Trübung des Gewässers durch Aufwirbelungen, beispielsweise durch Baggerarbeiten verursacht, führt zu einer Überlagerung der natürlichen Substrate und Gewässerbettstrukturen mit sandig-schleimigem Material. Folgen können eine schwerste Störung der Benthosfauna und der Koppenpopulation sein, bis hin zum Verschwinden von ganzen Jahrgängen und Jahresklassen von Salmoniden (ebd. 11).

3.2.2 Wehranlage als Flußsperre

Bedeutung des Wehres: Der Einsatz eines Wehres ist notwendig, um einen Stau (siehe unten) zu erzeugen und die Fallhöhe und damit den Druck des ankommenden Wassers in der Weise zu erhöhen, daß damit die Turbine (siehe unten) in Gang gesetzt und in Gang gehalten werden kann. Je größer die Fallhöhe an einem Wehr ist, desto höher ist der mögliche Grad der Stromproduktion.

Auswirkungen des Wehres als Flußsperre: „Die `Funktionstüchtigkeit´ von Fließgewässern in ökologischem Sinne ist nur dann zu gewährleisten, wenn sowohl die freie Verbindung

einzelner Flußabschnitte als auch die innige Vernetzung mit Zubringern und Altwässern der begleitenden Auegebiete sowie der Austausch mit dem Umland gegeben ist.“ (Jungwirth 1986: 75)

Das Wehr unterbricht als Querbauwerk das Gewässer. Somit wird ein Wandern der aquatischen Lebewesen ebenso wie der natürliche Geschiebetransport und Drift des Fließgewässers unterbunden. Der natürliche Wanderdrang von Fischen „praktisch aller Fließgewässerarten“ (Berg 1993: 186), etwa zum Laichen in die Quellregionen zu schwimmen, kann infolge der Wehranlage nicht befriedigt werden (Berg 1993: 186). Wesentliche Funktionen von Fischwanderungen sind:

- Erreichen von geeigneten Laichplätzen,
- Aufsuchen altersspezifischer Standorte und Teilhabitate mit spezifischer Funktion, Kompensation der Verdriftung durch die Strömung,
- Erreichen von Rückzugsarealen und Wiederbesiedlung nach lokalen Verlusten,
- Ausnutzung von Temporär- und Pionierstandorten,
- natürliche Ausbreitung der Arten,
- Erhaltung der genetischen Variabilität der Population. (VDFF 1995: 24ff; siehe hierzu auch Born 1995: 4)

Mit dem Unterbinden der Wanderbewegungen verbunden ist also auch die Abkapselung einzelner Bestände, es kommt damit zu einer Isolation und Schwächung der Populationen (Klepser 1996: 126). Beispielsweise ist laut Berg (1993: 186) „(...) die große Bedeutung derartiger Laichwanderungen der See-, aber auch der Bachforellen für den Erhalt guter Bestände (...)“ schon lange bekannt. Durch die Unterbrechung des Gewässers liegt eine Gefährdung der räumlichen Bestandssicherung vor. Zudem weist Klepser auf die verschlechterten Möglichkeiten einer Wiederbesiedlung nach Auslöschung des Bestandes hin. (Klepser 1996: 126)

Aus dem Hinweis, daß es auch in natürlichen Wasserläufen Wanderungshindernisse für Fische gibt (IÖW 1996b: 10; auch Lüttke 1996: 2) darf nicht geschlossen werden, daß Gewässervernetzungen unnötig sind. (Born 1995: 5) Die natürlichen Wanderhindernisse sind zudem nie völlig undurchlässig, in der Regel von kürzerer zeitlicher Dauer und auch kleiner Dimension. (IÖW 1996b: 10)

Unterbrechung des Geschiebetransportes: Das Geschiebe staut sich vor dem Wehr, da es nicht weiter „wandern“ kann. Es kommt folglich zu einer erhöhten Ablagerung von Grob- und vor allem Feinsedimenten vor dem Wehr im Staubereich. „Geschiebe und Feststoffe setzen sich kontinuierlich im Staubecken ab, wobei sich die gröberen Bestandteile an der Stauwurzel ablagern und dort ein Delta bilden, die feineren Partikel jedoch erst beckenabwärts langsam absinken.“ (BUWAL 1994: 13) Diese Feinsedimentablagerung verändert den Lebensraum für aquatische Bodenlebewesen mit Folgen für den Bestand. Eine Ausgleichsmöglichkeit für diese Geschiebeaufstauung wäre etwa der Grundablaß, aber auch die Stauräumspülung.

Die Ernährung der Fische in der Salmonidenregion, die in hohem Maße aus organischer Drift besteht, kann durch Sedimentationsprozesse stark reduziert werden (Berg 1993: 186), eine Kompensation der natürlichen Verdriftung findet nicht statt. (Klepser 1996: 126)

Grundwasserveränderung wegen Einschlung im Unterwasser: Unterhalb des Wehres kommt es zu Einschlungen, da das Wasser, das aus der Turbine kommt, kaum noch Sedimente mit sich führt und somit neue Geschiebeteile aufnehmen und mit sich führen kann. Die Eintiefungen am Fuße eines Wehres haben wiederum Auswirkungen auf den Grundwasserhaushalt, da die Vertiefung wiederum Grundwasser anzieht. (IÖW 1996b: 9) Diese Grundwasserabsenkung zieht Veränderungen oder gar das Verschwinden der Vegetation im Umland nach sich. Als Ausgleich werden Geschiebe zugegeben oder weitere Stauanlagen gebaut, wie es am Rhein geschehen ist.

3.2.3 Staubereich

Bedeutung des Staubereiches: Der durch das Wehr verursachte Stau gibt die Möglichkeit der kontinuierlichen oder auch unterschiedlichen Bedarf deckenden Stromerzeugung. Der Stau dient somit als Energiespeicher, vergleichbar mit Pumpspeicher-Wasserkraftwerken. Im Staubereich kommt es zu einem Wegfall der fließgewässertypischen Abflußdynamik. Das Fließgewässer verwandelt sich im Staubereich vor dem Wehr in ein weitgehend stehendes Gewässer, die Wassertiefe im Oberwasser-Staubereich erhöht sich.

Auswirkungen des Staus: Veränderung der Strömungsverhältnisse, weitgehender Wegfall der Abflußdynamik:

„Die Strömung ist der prägende und ökologisch wirksamste Faktor in Fließgewässern: die Tierwelt der Fließgewässer lebt in der ständigen Gefahr von der Strömung verdriftet zu werden. Eine dauerhafte Besiedlung ist folglich nur solchen Organismen möglich, die entweder Mechanismen entwickelt haben, sich der Drift zu entziehen, oder in der Lage sind, sich aktiv gegen die Strömung fortzubewegen.“ (DVWK 1994b: 2)

Das fließgewässertypische „Fließen“ findet im Staubereich nicht statt. Strömungsliebende (rheophile) Lebewesen verlieren ihren Lebensraum. (DVWK 1994b: 26) Aber auch „(...) Stillwasserarten können sich wegen der gelegentlich auftretenden Wasserbewegungen [siehe unten Punkte: Schwellbetrieb und Stauraumpülung] nicht ansiedeln.“ (Klepser 1996: 127) Lediglich „Allerweltsarten“ können in diesem neugeschaffenen Lebensraum überleben. (Klepser 1996: 127)

Der Wegfall der Abflußdynamik hat besonders negative Auswirkungen auf die Wasserwechselzone, da diese sehr stark eingeeengt wird, mit der Folge der Abnahme der dortigen, typischen Lebensgemeinschaften. (Klepser 1996: 127)

Veränderung des Temperaturhaushalts: Die verlangsamte Geschwindigkeit oder ein fast stehendes Gewässer führt zu einem Anstieg der Wassertemperatur (DVWK 1994b: 26). Klepser führt an, daß sommerkalte (rhitrale) Gewässer sich zu sommerwarmen (potamal) verändern. (Klepser 1996: 127) Die Sonneneinstrahlung und damit die Erwärmung könne nur durch einen schattenspendenden Kronenschluß der Ufervegetation erreicht werden, der jedoch höchstens bei Kleinstgewässern zu bewerkstelligen sei. (IÖW 1996b: 10)

Veränderung des Geschiebehaushalts: Die Schleppkraft des Gewässers für Geschiebe reduziert sich infolge der fehlenden Abflußdynamik (Moog et al. 1993: 198, DVWK 1994b: 26). „Durch fehlende Umlagerung des Geschiebes geht für viele aquatische Organismen der gesamte Lebensraum des hyporeischen Interstitials verloren.“ (DVWK 1994b: 26) Kieslaicher verlieren ihre Laichgründe, für Bewohner der Kieslückensysteme und bodenorientierte Fischarten die schützenden Unterstände. Insgesamt verliert das Gewässer durch die Unterbindung des Geschiebetransportes an seiner natürlichen Bodenstruktur und der natürlichen Varianz der Bodentiefe und Gewässerbreite, die ein Merkmal für die Lebensräume der spezialisierten Fauna und Flora ist.

Die Materialdefizite des Wassers im Unterlauf werden dort durch verstärkte Sohlerosion ausgeglichen (siehe auch Punkt „Grundwasserveränderung“), weiterer typischer Effekt der sich ergebenden Sohleintiefungen ist der Verlust der Anbindung des Gewässers an die Seitengewässer. (VDFF 1995: 26)

Erhöhte Ablagerung von Feinsedimenten: Im Stauraum sedimentieren verstärkt Feinsubstrate, die Grobsubstrate überdecken und damit die Zusammensetzung des Gewässergrundes verändern (DVWK 1994b: 26, auch Klepser 1996: 127). Mikrohabitate innerhalb der Choriotope werden zerstört. (Moog et al 1993: 198) „Sedimentierende organische Stoffe werden vermehrt anaerob abgebaut, so daß es insbesondere in eutrophen Gewässern zur Bildung von Faulschlamm kommt.“ (DVWK 1994b: 26) Insgesamt kommt es zu veränderten Lebensbedingungen und Lebensräumen für bodennahe aquatische Lebewesen.

Veränderung der Sauerstoffversorgung/ Vegetation: „Bei Erwärmung des Wassers sinkt das Bindungsvermögen für Sauerstoff, und infolge fehlender Turbulenzen ist der Eintrag atmosphärischen Sauerstoffs verringert, so daß Sauerstoffdefizite im Stauraum entstehen können.“ (DVWK 1994b: 26) Fließgewässertypische Lebewesen sind in der Regel auch Lebewesen mit hohem Sauerstoffbedarf, deshalb ist die Sauerstoffminderung schädigend für den Lebewesenbestand. (DVWK 1994b: 26) Eine Verschlechterung der Selbstreinigung des Gewässers führt zu Faulschlamm und Algenbildung mit der Folge von Sekundärverschmutzung. (Klepser 1996: 127)

Gleichzeitig wird auch vom Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) darauf hingewiesen, daß die reduzierte Strömung und die erhöhten Nährstoffeinträge (siehe Ablagerung von Feinsedimenten unten) das Wachstum von Wasserpflanzen, Algen und Phytoplankton begünstigt, mit der Folge von Algenblüten und Verkrautung (siehe auch Hoffmann et al. 1995: 33), damit einer erhöhten Photosyntheseleistung mit möglicher Erhöhung des pH-Wertes, die ein Fischsterben nach sich ziehen kann. Auch ein herbstliches Absterben der Flora könne durch den dann auftretenden Sauerstoffmangel zu Fischsterben führen. (DVWK 1994b: 26)

Auf der einen Seite wird also der Sauerstoffgehalt durch den Abbau von abgesetztem organischem Material und die Temperaturerhöhungen gemindert, die Ablagerungen von organischen Feinsedimenten können jedoch durch die Förderung der photosynthesebetreibenden Pflanzen (Nährstofffreisetzung) zu einer Überproduktion von Sauerstoff führen. Da die Primärproduktion am Tage, der Abbau aber in der Nacht überwiegt, kommt es zu starken Schwankungen der Sauerstoffsättigung

Auf dem Gewässergrund, der sich nun im Staubereich in größeren Tiefen befindet, kommt es zu weniger Belichtung und damit zu weniger Aufwuchsalgen. (DVWK 1994b: 26)

Abnahme der Tiefen- und Breitenvarianz, Vereinheitlichung der Lebensräume: Durch den Aufstau verbreitert und vergrößert sich der Lebensraum im Oberwasserbereich, mit der Folge des Verschwindens von ökologischen Nischen an den ehemaligen Uferbereichen des Fließgewässers. Kolke, Furten, Kehrwasserbecken und andere gegebene Grobstrukturen des Gewässerbettes werden durch den Aufstau eliminiert (Berg 1993: 185), es kommt zu einer Monotonisierung und Vereinheitlichung des Lebensraumes (Klepser 1996: 127). Durch die vom Stau verursachte mögliche Kappung der Hochwasserspitzen verliert der Fluß seine gestalterische Kraft, womit neue Uferabbrüche und andere Auskolkungen verhindert werden. (Hoffmann et al. 1995: 34). In dem vereinheitlichten Gewässer können sich hauptsächlich Ubiquisten und „Allerweltsarten“ ausbreiten, die nicht an ein bestimmtes Biotop gebunden sind. (Klepser 1996: 127) Diese Verminderung des Artenspektrums (IÖW 1996b: 20) hat auch negative Auswirkungen auf die Erträge der Fischerei.

Langfristige oder endgültige Veränderungen in der Aue: Im Staubereich kommt es zur Überschwemmung der Wasserwechselzone und damit auch der Aue. Dies führt zu dauerhaften Standorten mit der Folge des Wechsels der Artenkombination in diesem Bereich. (Jungwirth, Muhar 1991: 5) Andere Auenbereiche bleiben durch den Rückstauraum vor dem Wehr möglicherweise von Überschwemmungen ausgeschlossen mit Rückwirkungen auf den Grundwasserbestand und den Lebensraum. (Moog et al. 1993: 198f)

Veränderung der Retentionswirkung bei Hochwasser: Durch Wegfall bzw. Einengung der Aue als Überschwemmungsfläche kommt es „in der Regel zu einer Verstärkung der Abflussspitzen (...)“ (UBA 1994a: 15) Die Ausbaumaßnahmen an kleinen Fließgewässern, die im Falle der Kleinwasserkraftanlagen von Bedeutung sind, können dann eine ungünstige Überlagerung der Hochwasserwellen an Haupt- und Nebenflüssen bewirken (UBA 1994a: 16). Die Überschwemmungen an den großen Flüssen sind also neben den Ausbaumaßnahmen in deren Bereich³ auch auf den intensiven Ausbau der kleinen Fließgewässer in deren Einzugsgebiet zurückzuführen.

Zwar ist auch festzustellen, daß Stauanlagen eine Hochwasserretentionswirkung haben, jedoch nur so lange, wie die Stauanlagen leer sind. (Bryner 1992: 61) In hochalpinen Lagen treffen extreme Hochwasser eher im Frühherbst ein, gerade dann, wenn nur kleine Restvolumina in den Stauanlagen frei sind. (Bryner 1992: 61) Wie die zeitliche Verteilung der

³ „Speziell der Ausbau in Form von Staustufen und die damit verbundene Eindeichung führte zu einem Totalverlust der an zeitweise Überschwemmungen angepaßten (und darauf angewiesenen) Auenvegetation. So gingen beispielsweise durch den Ausbau am Oberrhein die Rheinauenstandorte zwischen Basel und Karlsruhe um 87% zurück, wobei die natürliche Erosion mit etwa 7%, die Rheinbegradigung (1825 bis 1879) mit rund 15% und der Staustufenbau (ab 1928) mit 65% maßgeblich waren. Insgesamt verringerte sich die Überschwemmungsfläche am Oberrhein um 60% bzw. 130 km².“ (UBA 1994a, S.15) Es muß im Falle der Hochwassergefährdung jedoch betont werden, daß hauptsächlich die „umfangreichen Bach- und Flußbegradigungen und die verbreitete Hochwasserfreilegung der Gewässerauen eine deutliche Verschärfung der Hochwasserspitzen bewirken.“ (Otto 1995, S.37)

Hochwassersituationen in den deutschen Mittelgebirgen aussieht, wäre zu überprüfen, jedoch gilt wohl auch hier das folgende Zitat: „(...) die Schäden von Hochwassern [werden] um so größer (...), je mehr wir die natürlicherweise den Flüssen gehörenden Räume für unsere Zwecke (...) beanspruchen.“ (Bryner 1992: 61, siehe auch Engelhardt 1995: 35 und LfU B-W 1995: 6 und UBA 1994a: 15)

Veränderungen des Grundwassers: Im Oberwasserbereich erhöht sich bei der Staubil- dung der Wasserstand mit Folgen für den Austausch von Grund- und Flußwasser in diesem Bereich. Es kommt zu einem Anstieg der mittleren Grundwasserstände mit gleichzeitiger Reduktion der Schwankungsbreiten. (Nachtnebel 1986: 232) Negative biotische Folgen sind zu erwarten: „Anhebung der Grundwasserbestände kann Vegetation, Tierwelt, land- und forstwirtschaftliche Nutzung beeinflussen,“ (Klepser 1996: 128) die Erhaltung typischer Pflanzengesellschaften in der noch bestehenden Aue wird gefährdet. (Nachtnebel 1986: 232)

Im Unterwasserbereich kommt es zu Einsohlungen wegen der erfolgten Geschiebeablage- rung [siehe Punkt: „Veränderung des Geschiebehaushalts“] vor dem Wehr (Klepser 1996: 128), somit zum Abfallen des Gewässerpegels und damit auch zu Rückwirkungen auf den Grundwasserbestand und zur Gefährdung der vom Grundwasser abhängigen Vegetation (Hoffmann et al. 1995: 34). Die Veränderungen des Grundwasserstandes beeinträchtigen die Erträge der anliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (siehe auch Auswirkungen des Wehrs).

Methan- und Kohlendioxid-Emissionen: Beim Zersetzen der überschwemmten Vegetation in anaeroben Gewässern entsteht Methan (Schwoerbel 1993: 126), bei verrottenden Pflanzen an der Oberfläche wird Kohlendioxid freigesetzt (Pearce 1996: 29). Methan hat einen elf mal so hohen Treibhauseffekt wie Kohlendioxid. Das Abschätzen der Schäden, die durch Koh- lendioxid- und Methanfreisetzung entstehen, fällt schwer, das Ausmaß der Freisetzung hängt von der Menge der überschwemmten Vegetation ab (Pearce 1996: 29).

Bei Kleinwasserkraftanlagen in der Bundesrepublik sind jedoch die Ausmaße der Belastun- gen nicht mit denen, etwa bei brasilianischen Stauanlagen vergleichbar, jedoch seien bei jeglichen Stauanlagen Methanemissionen zu erwarten. (IÖW 1996b: 8). „Das Problem der Methanemissionen bei Stauhaltungen sollte (...) umfassend in einer zu erstellende Gesamt- bilanz betrachtet werden.“ (IÖW 1996b: 8f)

Die Methanemissionen aus den Stauhaltungen der kleinen Wasserkraftanlagen hätten für die in diesem Gutachten vorzunehmende Bewertung dieser Anlagen aus Sicht des Klimaschut- zes einerseits und des Gewässerschutzes andererseits eine große Bedeutung. Könnten sie doch dazu führen, daß die positiven Effekte aus der kohlendioxidfreien Stromerzeugung ü- berkompensiert werden. Doch sind die verfügbaren wissenschaftlichen Aussagen zu diesem Thema so wenig eindeutig, daß dieser Aspekt bei der Bewertung der kleinen Wasserkraftan- lagen nicht berücksichtigt werden soll. Hierzu müßte zunächst die naturwissenschaftliche Forschung bessere und einheitlichere Informationen über den Zusammenhang von kleinen Wasserkraftanlagen und Methanemissionen liefern.

Veränderung des Bild- und Erholungswertes des Gewässers: Stauanlage können neben als negativ einzustufenden landschaftsästhetischen Effekten auch eine Zunahme von Tou-

rismus oder Badegästen nach sich ziehen. (IÖW 1996b: 8) Eine objektive Bewertung der Auswirkungen der Kleinwasserkraftanlagen auf den Bild- und Erholungswert des Gewässers scheint schwer möglich, jedoch sollte auch in diesem Bereich versucht werden, die Entfernung des aktuellen vom unregulierten Naturzustand des Gewässers mit in die Betrachtungen einzubeziehen. (Reichholf-Riehm 1986: 67f)

3.2.4 Ausleitung

Bedeutung von Ausleitungen: Bei 75 Prozent der Kleinwasserkraftanlagen wird ein Oberwasserkanal angebracht, der das zur Stromerzeugung benötigte Wasser und damit den Wasserdruck, bestehend aus der Schwerkraft des Wassers, zu einer außerhalb des bestehenden Gewässerbettes (Mutterbett) installierten Turbine führt. Diese Methode hat den Vorteil der einfacheren Erstellung des Turbinenhauses. Auch kann durch die Umleitungsstrecke, die mehrere Kilometer lang (Muhar, Schmutz o.J.: 2) und dabei auch verrohrt sein kann, ein höheres Gefälle gewonnen werden. (Berg 1993: 184) In DVWK (1994b: 26) werden die von einer Wasserausleitung betroffenen Abschnitte des Mutterbettes bei Ausleitungskraftwerke als Ausleitungsstrecke bezeichnet. Zu unterscheiden von dieser so definierten Ausleitungsstrecke ist die künstliche Gewässerstrecke die das Wasser zum Turbinenhaus (Oberwasserkanal, Triebwerksgräben) umleitet. Das Wasser wird in Ausleitungskraftwerken vom Turbinenhaus zurück zum historischen Mutterbett (Ausleitungsstrecke) durch den Unterwasserkanal geführt.

Auswirkungen von Ausleitungen - Zustand der Kanalstrecken: Im Bereich der Kanalstrecken (hauptsächlich Oberwasserkanal) kommt es zu weitgehender Monotonisierung durch die Kanalisierung (Berg 1993: 186). Die Geschwindigkeit in verrohrten Ausleitungsstrecken wirken, auch wegen ihrer Gleichförmigkeit, für kleine Fische als nicht passierbar. (Dahl/ Hullen 1989: 73) Je nach der Menge des abgezweigten Wassers kann es in nicht-verrohrten Kanalstrecken jedoch auch zu fließgewässerähnlichen Zuständen kommen, mit niedrigen Wasserständen und auch mit Verwirbelungen und damit Sauerstoffzufuhr. „Die Turbulenz an den Absturzbauwerken kann den Gasaustausch des Wassers mit der Atmosphäre unterstützen.“ (VDFF 1995: 26) Am Kraftwerksauslauf im Unterwasserkanal bleiben wegen der dort vorherrschenden Abflußdynamik typische Fließwasserbewohner erhalten. (ebd. 26) Dabei ist jedoch zu beachten, daß diese Umleitungsstrecken durch die Turbine unterbrochen werden und somit nur unter der Gefahr der Schädigung von oben nach unten für Fische passierbar sind, das Gewässer hier also eine Unterbrechung erfährt.

Reduktion der Wassermenge in der Ausleitungsstrecke: Die Abzweigung von Wasser zur Nutzung in kleinen Wasserkraftwerken zieht eine Abflußverringerung in den Gewässerabschnitten zwischen den Entnahme- und Rückgabebereichen (historisches Mutterbett, Ausleitungsstrecke) nach sich. (Muhar, Schmutz o.J.: 2). Jungwirth und Muhar sprechen von einem zeitweiligen völligen Trockenfallen des historischen Flußbettes. Auch ein Problem sei die Tendenz zur Versandung und zu Feinsedimentablagerungen in der Ausleitungsstrecke, gerade während längeren Niedrigwasserphasen. (Jungwirth, Muhar 1991: 8)

Im Bereich der Ausleitungsstrecke führen geringe Mindest- bzw. Restabflüsse im ursprünglichen Gewässerprofil zu sehr niedrigen Wasserständen, die „(...) nur noch begrenzt für eine Fischbesiedlung geeignet sind,“ (Berg 1993: 186) Fließgewässerarten finden in diesem Be-

reich oft keinen adäquaten Lebensraum mehr. (DVWK 1994b: 26) Insgesamt kommt es zu einer Reduktion der wasserbedeckten Flächen, des benetzten Umfanges und damit des Lebensraumes. (Jungwirth, Muhar 1991: 9) Gerade die Ausleitungsstrecke weist jedoch die lebenswichtigen Grob- und Feinstrukturen auf, die die Charakteristik des Fließgewässers erhalten können, (Berg 1993: 186) die sich jedoch mit der Zeit ändert bzw. abnimmt. (Jungwirth, Muhar 1991: 9) „Da sich der dauernd benetzte Querschnitt verringert, kommt es zu quantitativer Reduktion und Abnahme der Vielfalt charakteristischer Habitatausprägungen, wie z.B. von Seitenrinnen, Tümpeln, Feuchtzonen des amphibischen Bereichs etc.“ (Jungwirth, Muhar 1991: 9)

Selbst bei verbleibendem Wasser im historischen Flußbett reduziert sich zumindest die Gewässertiefe, was eine stärkere Erwärmung - besonders im Sommer mit der Gefahr der Austrocknung der verbliebenen aquatischen Organismen (DVWK 1994b: 26) - und eine Veränderung des Sauerstoffgehaltes des Gewässers mit sich bringt. Im Winter kann eine Grundeisbildung zum Absterben der Organismen führen (DVWK 1994b: 26, auch Jungwirth, Muhar 1991: 9). Insgesamt kommt es zu einer mengenmäßigen Abnahme des Makrozoobenthos und zu Änderungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung und der Diversität. (Muhar, Schmutz o. J.: 3)

Durch die Verringerung der Wassertiefe im ehemaligen Mutterbett kann es möglicherweise zur Bildung von ökologisch wertvollen, jedoch strömungsarmen und damit fließgewässertypischen Flachwasserbereichen kommen. Jungwirth und Muhar sprechen auch von krautiger Pioniervegetation, die, aufgrund des Rückgangs der mittleren Wasserführung offene, vegetationsfreie Standorte besiedelt (Jungwirth, Muhar 1991: 9)

Insgesamt kommt es zu generellen Habitatveränderungen und/ oder Reduktion des art- oder stadienspezifischen Territorialangebotes; so vermindern sich etwa Fischunterstände oder Ausweichmöglichkeiten für den Fall eines Hochwassers. (Muhar, Schmutz o.J.: 3) Infolge der geänderten Lebensraumbedingungen reduzieren sich Artenzahl und Diversität der Fischbestände (Jungwirth, Muhar 1991: 9). Weiterhin entsteht der sogenannte „Falleneffekt“: bei höherer Wasserführung wandern Fische und andere Organismen in das historische Mutterbett ein und bleiben dann bei fallenden Wasserständen zurück bzw. gehen zugrunde. (Jungwirth 1986: 91)

Einengung bzw. Wegfall der Wasserwechselzone: Durch den Oberwasserkanal wird das Wasser umgeleitet, um dessen Schwerkraft in einem externen Turbinenhaus nutzen zu können. Das historische Gewässerbett fällt mit der Schwankung der Wassermenge leichter trocken. Mit dem Trockenfallen des Gewässerbettes wird ebenfalls die Wasserwechselzone und das Gewässerumland in seiner Funktion als Lebensraum verändert. Entlang dem historischen, ausgeleiteten Gewässerbett ist sowohl mit einem absinkenden Grundwasserspiegel als auch mit dem Wegfall der Wasserwechselzone mit Folgen für die Vegetation zu rechnen. (Jungwirth, Muhar 1991: 9)

Ungenügende Verdünnung von Einleitungen: Durch die Reduktion der Wassermenge im historischen Mutterbett können mögliche toxisch wirkende Einleitungen nicht genügende Verdünnung erfahren und damit die Flora und Fauna schädigen. Jungwirth und Muhar sprechen hier von einer „Tendenz zu verstärkter Eutrophierung zufolge Abwassereinleitungen oder

diffusen Nährstoffeintrages“ mit der Folge einer „Tendenz zu Sauerstoffübersättigungen durch pflanzliche Primärproduzenten tagsüber, bzw. zu Sauerstoffdefiziten während der Nacht.“ (Jungwirth, Muhar 1991: 9)

Veränderung des Bild- und Erholungswertes des Gewässers: Jungwirth und Muhar (1991) sprechen von einem verringertem Wert des Gewässers im Hinblick auf landschaftsästhetische Gesichtspunkte, (S.9) was jedoch nicht nur mit der Ausleitungsstrecke sondern mit der gesamten Anlage zusammenhängen kann. (Moog et al. 1993: 205) Es ist im übrigen nicht sicher, daß es lediglich zu negativen Einflüssen auf den Bild- und Erholungswert eines Gewässers durch die Installation von Kleinwasserkraftanlagen kommt. So wurde oben schon angeführt, daß der Staubebereich möglicherweise Bade- oder Tourismusköglichkeiten bietet, (IÖW 1996b: 8) die natürlich wiederum mit Gefahren für die Nutzer von Gewässern verbunden sein können (Klepser 1996: 126) und bei Kleinwasserkraftanlagen wohl weniger ausgeprägt sein dürften wie bei Großanlagen. (siehe auch: Auswirkungen von Stauanlagen und unten: Diskussion der möglichen Auswirkungen)

3.2.5 Turbinen

Bedeutung von Turbinen: Das durch das Wehr gestaute und bei 75 Prozent der Kleinwasserkraftanlagen durch den Oberwasserkanal umgeleitete Wasser dient zur Betreibung der Turbine, die das Gefälle zwischen Ober- und Unterlauf und damit die Schwerkraft des Wassers ausnutzt, um damit Strom zu erzeugen.

Auswirkungen von Turbinen: Durch die Turbine kommt es zu Fisch-, dabei während der Hauptwanderzeit der Aale auch zu Aalschäden. Bis zu 50 Prozent der durchwandernden Aale werden letal geschädigt (IÖW 1996b: 16). Berg (1993: 187) spricht von Morbilitätsraten zwischen „nahe 0% bis fast 100%“. Verschiedene Turbinentypen ziehen verschiedene Ausmaße an Fischschäden nach sich, wobei es wegen der Verschiedenheit der Turbinen und den verschiedenen Wirkungen bei verschiedenen Strömungsausmaßen nicht möglich ist, eine „fischfreundliche“ Turbine zu benennen (IÖW 1996b: 9). Berg (1993: 187): „Die in zahlreichen Arbeiten dargestellten günstigeren Werte für Kaplan-turbinen berücksichtigen meist nicht die Unterschiede im Anlagenbau und sind daher in aller Regel unzutreffend.“ Zudem sei mit einer einfachen Klassifizierung der Turbinen in Francis- oder Kaplan-Turbine durch die zunehmenden Modifizierungen vorsichtig umzugehen. (Berg 1993: 187) Die Schädigungen an den Fischen ziehen eine Verminderung der Fischereierträge nach sich.

„Obgleich jedoch die Schädigung der Turbine am offensichtlichsten ist, dürfte sie im Vergleich zu Niedrigwasserproblemen der Ausleitungsstrecke, der Flußanstaung und der Trennung der Fließwasserstrecken vergleichsweise gering sein. Jedoch ist hier von starken Unterschieden je nach Ausbaugrad des Flusses auszugehen.“ (Berg 1993: 187)

Durch die Turbinen verursachte Lärmemissionen können möglicherweise Anwohner stören. Ein weiteres, den Bereich der Turbine betreffendes Phänomen besteht darin, „(...) daß flußab mancher Turbinenausläufe unter Umständen hohe Fischausfälle zufolge Gasübersättigung durch plötzliche Druckentlastung auftreten.“ (Moog et al. 1993: 200)

3.2.6 Schwellbetrieb

Um die Stromproduktion der Nachfrage anzupassen (VDFF 1995: 26) wird der Abfluß des Wassers „vereinzelt“ so geregelt, daß bei hohem Strombedarf viel Wasser zur Stromproduktion durch die Turbine in den Unterlauf kommt - vergleichbar mit einer Hochwassersituation. Entsprechend umgekehrt soll bei geringem bis keinem Strombedarf das Wasser vermehrt im Oberlauf aufgestaut werden, der Stausee und das Überschwemmungsgebiet sich vergrößern. Der Unterlauf fällt weitestgehend trocken. Die durch Schwellbetrieb ausgelösten Hochwasserereignisse können wegen ihrer hohen Frequenz (ein- mehrmals täglich) und ihrem abrupten Wechsel nicht mit natürlichen Hochwasserereignissen gleichgesetzt werden (Jungwirth, Muhar 1991: 10).

Auswirkungen von Schwellbetrieb: Die hochfrequenten künstlichen Abflußschwankungen verstärken die Ufer- und Sohlerosion, (Klepser 1996: 129) bei Schwallen kommt es zu einer Veränderung der Flußbettmorphologie (Moog et al. 1993: 206). Den Wechsel zwischen Aufstau und Abwirtschaften im Ober- und dessen Folgen auf den Unterlauf überleben nur Allerweltsarten (Klepser 1996: 129). „Dadurch kommt es immer wieder zum Rückbleiben von Benthosorganismen, Brut, Jung- und Kleinfischen in Mulden des Uferbereiches, woraus langfristig deutliche Bestandsreduktionen etc. resultieren.“ (Jungwirth, Muhar 1991: 10) Die Schäden für die Fischfauna können bis zur völligen Vernichtung führen (Moog et al. 1993: 206). „Je größer der Unterschied zwischen maximalem und minimalem Durchfluß, desto höher ist die Schädigung der Fischfauna.“ (Moog et al. 1993: 206) Der Biomasseausfall der bei Niedrigwasser ständig überflossenen Bettsedimente beziffert sich in den folgenden Fließkilometern auf 40-95% (Moog et al. 1993: 206).

Die Vegetation kann sich nur in Ausnahmen an die starken Unterschiede im Wasserstand gewöhnen. (Moog et al. 1993: 207) Die Schwankungen der Abflüsse haben bei bestehenden Eispanzern im Winter die Folge, daß aufschwimmendes Eis Pflanzen schädigt und daß Grundeis entstehen kann (Klepser 1996: 129).

3.3 Wirkungen von gewässerbaulichen Auflagen oder Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen

Gesetzliche und behördliche Vorgaben zur Einhaltung bestimmter Auflagen beim Bau von Kleinwasserkraftanlagen werden von vielen Seiten angegriffen. Strittig sind vor allem die Festsetzung der Mindestwassermenge, der Einrichtung von Fischpässen und der Stababstände der den Turbinen vorgeschaltete Rechen. Zwischen einzelwirtschaftlicher Gewinnorientierung und Gewässerschutz besteht ein Konflikt. Sowohl die Auswirkungen der Auflagen und Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen auf den potentiell natürlichen Zustand des Lebensraums Fließgewässer als auch auf die betriebswirtschaftliche Orientierung der Betreiber sollen im folgenden dargestellt werden.

Auflagen veranlassen Betreiber, Ausgleichsmaßnahmen und/ oder Ersatzmaßnahmen zur Minderung der schwerwiegendsten biotischen (und abiotischen) Schäden durchzuführen.

„Der Verursacher eines Eingriffs ist zu verpflichten, vermeidbare Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft zu unterlassen, sowie unvermeidbare Beeinträchtigungen

innerhalb einer bestimmten Frist durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege auszugleichen, soweit es zur Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege erforderlich ist.“ (BNatSchG §8 (2))

Ausgleichsmaßnahmen dienen dazu, etwas Gleichwertiges an gleicher Stelle zu etablieren, mit Ersatzmaßnahmen kann auch an anderer Stelle eine ökologische Situationsverbesserung erfolgen (IÖW 1996b: 14). Es sind viele verschiedene, oft auch ähnliche und auf den selben Problembereich bezogene Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen denkbar.

Anlagen ohne Auflagen oder Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen hätten die betriebswirtschaftlich höchsten Ertragsaussichten. Jedoch sind die Auflagen und Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen dazu vom Gesetzgeber gedacht, einen Ausgleich zwischen Naturschutz und den Betreibern der Anlagen zu erreichen:

Zwischen den verschiedenen Zielsetzungen des Landschafts- und Gewässerschutzes auf der einen und der Energiegewinnung auf der anderen Seite besteht eine Wechselwirkung: Die maximale Durchsetzung der Forderungen der einen Seite geht nur auf Kosten der anderen Seite. (Nachtnebel 1981: 154) Die gewässerbaulichen Auflagen oder Ersatz- und Ausgleichsmaßnahmen können somit eine Möglichkeit zum Kompromiß für beide Seiten darstellen.

Die folgenden kurzen Ausführungen beschränken sich auf die zur Zeit am häufigsten angeführten Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen und erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Auch die Wirkungen der wichtigsten Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlage soll angeschnitten werden.

3.3.1 Problembereich Wehr als Flußsperre für aquatische Lebewesen

Fischtreppen und Umgehungsgerinne: Fischaufstiegshilfen sollen die durch eine Wehranlage unterbrochene Durchgängigkeit des Fließgewässers zumindest ansatzweise wieder herstellen. Den Fischen und anderen aquatischen Lebewesen soll die Möglichkeit des Aufstieges erhalten bleiben. Teilweise mit einer Lockströmung ausgestattete Fischpässe sollen die aquatischen Lebewesen zum Auffinden und Benutzen der Fischtreppen oder Umgehungsgerinne veranlassen. Umgehungsgerinne sind vereinfacht gesagt eine aufwendigere und naturnähere Art von Fischtreppen, die den Ober- und Unterlauf eines Gewässers verbinden, das Wehr dabei aber weiträumiger umgehen.

Als die gebräuchlichsten Bauformen von Fischaufstiegshilfen werden von Born folgende genannt: 1) Beckenfischpaß (Fischtreppe), 2) Denil-Paß, 3) Vertical-Slot-Paß (Schlitz-Fischpaß), 4) Fischschleuse, 5) Fischlift, und 6) Umgehungsgerinne (Born 1995: 14). Die Fischtreppe und das Umgehungsgerinne werden hier intensiver beleuchtet. Alle diese Bauformen können in unterschiedlichsten Ausführungen erstellt werden und haben jeweils unterschiedlichste Vor- und Nachteile: Der Beckenfischpaß ist der im deutschsprachigen Raum am weitesten verbreitete (Born 1995: 15), ist jedoch mit einer schwachen Lockströmung ausgestattet, sehr anfällig gegen schwankende Wasserstände im Oberwasser, verschlammt leicht und wird leicht von Treibgut verstopft und dadurch hat der Beckenfischpaß einen hohen Wartungsaufwand (Born 1995: 17). Insgesamt sieht Born die Funktionsfähigkeit der von ihm untersuchten Fischpässe (durchweg Beckenfischpässe) negativ beeinträchtigt durch: die

zu geringe Leitströmung, die ungleichmäßigen Strömungsgeschwindigkeiten, das Zusetzen der Durchlässe durch Treibgut, die mangelnde Wartung der Anlagen, die zu großen Gefällesprünge, die zu steile Neigung und die mangelnde Anbindung an die Gewässersohle. (Born 1995: 214)

Als ökologisch effizienter als herkömmliche Fischpässe wird das Umgehungsgerinne beschrieben (Born 1995: 25, auch IÖW 1996b: 17). Umgehungsgerinne haben folgende Vorteile: 1) gute landschaftliche Einbindung, 2) Passierbarkeit ist auch für Kleinfische und benthische Invertebratenfauna gegeben, 3) geeignet auch für den Fischabstieg, 4) Schaffung neuer Lebensräume besonders für rheophile Arten, Säkundärbiotop, 5) geringere Verstopfungsneigung und damit größere Funktionssicherheit bei geringerem Unterhaltungsbedarf, 6) besonders geeignet für Nachrüstung bestehender Stauanlagen, da keine direkten Veränderungen am Staubauwerk nötig sind (DVWK 1994b: 98). Ökologisch nachteilig bei Umgehungsgerinnen sei deren Empfindlichkeit gegen große Schwankungen des Oberwasserstandes und die Schwierigkeiten bei der Anbindung an das Unterwasser.

Ökologische Effizienz von Fischaufstiegshilfen

Die ökologische Effizienz von Fischaufstiegshilfen ist von mehreren Einflußfaktoren abhängig; Born nennt als wesentliche Kriterien für den Einstiegsbereich: 1) Abstand zum Wanderungshindernis, 2) Lage zur Strömung, 3) Lage am Ufer, 4) Lockströmung, und 5) Tiefe des Einstiegsbereiches (Born 1995). Auch die Innengestaltung und die Gestaltung des Ausstiegs im Oberwasser haben Einfluß auf die ökologische Effizienz der Anlagen.

„Die Funktionsfähigkeit eines Fischpasses kann anerkannt werden, wenn das aktuelle Artenspektrum des Gewässers den Fischweg nachweislich in unterschiedlichen Größen- und Alters-Gruppen überwindet.“ (DVWK 1994b: 134) Hauptsächlich sollte die Fischaufstiegsanlage der potentiell natürlichen Fischfauna als Aufstiegshilfe dienen. (DVWK 1994b: 135)

Die Mehrzahl der Wissenschaftler steht der ökologischen Bedeutung von Fischaufstiegshilfen sehr positiv gegenüber (IÖW 1996b. 17). So sei ein Teilausgleich der Auswirkungen durch die Installation einer Wehranlage (Unterbrechung der Durchgängigkeit des Gewässers) zu erwarten, die Wanderung der Fische werde wieder ermöglicht und somit ist auch ein Austausch innerhalb der einzelnen Populationen möglich. (IÖW 1996b: 17) Die wesentlichen Funktionen der Fischwanderungen (siehe Punkt: Auswirkungen des Wehres) sollen durch die Installierung von Fischtreppe wieder erfüllbar werden. Fischtreppe und Umgehungsgerinne stellen jeweils nur die zweitbeste Lösung dar, eine Entfernung der Querverbauung, im Fall von Kleinwasserkraftanlagen von Wehren, wäre im Rahmen der Wiederherstellung der ungehinderten Passierbarkeit von Fließgewässern die beste Lösung. (DVWK 1994b: 27) Insofern sind Fischtreppe und Umgehungsgerinne also ein Kompromiß zwischen Wasserkraftnutzung und Fischwandermöglichkeiten.

Fischaufstiegshilfen können jedoch auch negative Auswirkungen haben: So könne eine Lockströmung Fische zum Aufstieg drängen, obwohl sie oberhalb des Wehres von ihrer Population abgeschnitten sind, schlechtere Lebensverhältnisse als unterhalb vorfinden und nicht mehr die Möglichkeit des gesicherten Abstieges haben. (IÖW 1996b: 16) Dieser Interpretation von Fischtreppe wird jedoch heftig widersprochen. (IÖW 1996b: 17) Berg weist

auf die „ (...) kleineren, aber auch noch kilometerweiten Wanderungen, die praktisch alle Fließgewässerarten aus unterschiedlichsten Gründen unternehmen (...)“ hin, die in ihrer Bedeutung nicht zu unterschätzen seien. (Berg 1993: 186)

Die beste Alternative zum unverbauten Gewässer, noch vor Umgehungsgerinnen, sieht Klepser in der Gestaltung des gesamten Querbauwerks als naturnahe, rauhe Rampe (Klepser 1996: 30). Auch im DVWK Merkblatt 232/ 1996 wird eine flach geneigte, rauhe Solhlenstufe als die günstigste Bauweise für die Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit eines Fließgewässers gesehen (S.34).

Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlage: Wegen der Unmöglichkeit des Fischabstieges durch Fischtreppe sind Umgehungsgerinne auf jeden Fall ökologisch wirksamer als Fischtreppe, jedoch beanspruchen sie mehr Platz und sind damit oftmals teurer als Fischtreppe. (siehe IÖW 1996b: 17) Auch ist der Bedarf an Wasser in Umgehungsgerinnen und Rampen in der Regel höher als bei sonstigen Fischpässen, was zu einer Verringerung der möglichen Stromproduktion führt.

Berg (1993: 188) gibt die Baukosten für Fischpaßanlagen für Kleinwasserkraftanlagen mit 50-100tausend DM an, wobei hier keine spezifischere Unterscheidung zwischen den alternativen Anlagen vorgenommen wird. Es scheint hier einen Zusammenhang zwischen der ökologischen Reichweite der Ausgleichsmaßnahme und der einhergehenden permanenten Verminderung des Stromerzeugungspotentials zu geben.

3.3.2 Unterbindung des Geschiebetransports durch das Wehr

Stauraumspülungen: Stauraumspülungen, die etwa ein- bis zweimal jährlich stattfinden, dienen zur Säuberung des Staubereiches von Feinsediment- und Geschiebeablagerungen. Die Stauraumspülung ist somit eine punktuelle Ausgleichsmaßnahme für die Geschiebeablagerungen vor dem Wehr. Die Konzentration der Feststoffe im Vorfluter (d.h. dem Unterwasser) ist nach/ bei Stauraumspülungen recht variabel und stark abhängig von der Durchführung der Spülung. (BUWAL 1994: 17) Als Folge der Stauraumspülungen sind im Unterwasser durch die beträchtlichen freigesetzten Schlammengen die Belastungen sehr groß. (BUWAL 1994: 17) Es kommt zu einer Erhöhung der Abflußmenge, mit den identischen Folgen wie beim Schwallbetrieb. Zusätzlich erhöht sich die Schwebstofffracht (BUWAL 1994: 22f) mit vergleichbaren Wirkungen wie die durch den Bau ausgelösten Aufwirbelungen.

Grundablaß: Der Grundablaß soll dazu dienen, die Durchwanderung des Querverbaus für Sedimente permanent zu ermöglichen um damit eine Sohleintiefung unterhalb des Wehres bzw. der Turbine und die Sedimentablagerung vor dem Wehr mit den negativen Auswirkungen auf die Bodenstruktur und die natürliche Varianz von Bodensubstraten, und Gewässerbreite und -tiefe im Staubereich zu verhindern. „Eine gewisse Beseitigung von Sedimenten läßt sich dadurch erreichen, daß man sie durch den Grundablaß wegspült.“ (BUWAL 1994: 15)

Ein effektiver permanenter Grundablaß wäre mit immensen Wasserverlusten und hohem technischen Aufwand verbunden, der die Wirtschaftlichkeit von Kleinwasserkraftanlagen in Frage stellen würden (IÖW 1996b: 10). Positiv für die Betrachtung der Wirtschaftlichkeit der Anlage wäre das Wegfallen der Verschlämmung im Staubereich mit weniger Effizienzverlusten.

ten durch die Erhöhung oder Rückgewinnung der Wasseraufnahmemöglichkeit im Staubeereich. Eine ökologisch und ökonomisch befriedigende praktische Umsetzung des Grundablaß scheint nicht in Sicht.

Folgeverbau flußabwärts: Ein Folgeverbau flußabwärts kann zur Verminderung der Sohleintiefung im Unterwasserbereich erfolgen. (Hoffmann et al. 1995: 33) Damit würden zur Verringerung einer als negativ zu bewerteten Wirkung, der Tiefenerosion bzw. der Flußbetteintiefung mit Folgen auf den Grundwasserstand, mit dem Folgeverbau die damit verbundenen Auswirkungen, wie z.B. zusätzliche Wanderungshindernisse für Fische, also einer Erhöhung der räumlichen Wirkung, in Kauf genommen werden.

3.3.3 Problembereich Ausleitungsstrecke

Mindestabfluß - Bedeutung für das Leitbild „potentiell natürlicher Zustand“: Durch einen angemessenen Mindestabfluß soll das Restwasser in der Ausleitungsstrecke möglichst nahe an den natürlichen, d.h. sich ohne Querverbau ergebenden, Wasserstand herankommen. Das Restwasser dient dazu, die ökologischen Auswirkungen durch die Stauhaltung bei Ausleitungskraftwerken und das damit verbundene mögliche Trockenfallen im historischen Gewässerbett (in der Ausleitungsstrecke) zu vermindern; der Lebensraum soll somit an seinen fließgewässertypischen Zustand zurückgeführt werden.

Es ist eine wesentliche Zielvorgabe aus ökologischer Sicht, daß die Menge des Restwassers im historischen Mutterbett zumindest ausreicht:

1. um eine Gewässergüteverschlechterung zu vermeiden,
2. um eine Aufwärmung des Wassers über die gewässerspezifischen Verhältnisse zu vermeiden,
3. um im Winter eine Grundeisbildung zu verhindern,
4. um auch bei durchlässigen Gewässersohlen eine ausreichende Wasserbedeckung für verschiedenste Fische und Organismen zu gewährleisten. (Jungwirth 1986: 91f)

„Die Festlegung von Mindestwassermengen in Ausleitungsgerinnen muß sich daran orientieren, die für die Erhaltung einer dem Gewässertyp (regional und in der Längszonierung) entsprechende Biozönose erforderliche Abflußdynamik zu gewährleisten.“
(DVWK 1996: 85)

Bisher gibt es keine wissenschaftlich einwandfreie Grundlage zur gewässerökologischen Beurteilung von Restwassermengen (Dumont 1996: 53). Der Versuch, eine ökologisch begründete Schwellenwertdefinition im Niedrigwasserbereich mit allgemeiner Gültigkeit für die gesamte Biozönose im Fließgewässer einzusetzen, sieht Wetzlar (1993: 81) als gescheitert. Eine ausführliche Auflistung der verschiedenen Formeln und Methoden/ Verfahren zur Festsetzung der Restwassermenge findet sich in Muhar und Schmutz (o.J.: 5ff).

Restwasserformeln: Bei der Berechnung der Mindestwasserabgabe mit Hilfe von Formeln wird versucht, das Mindestwasser als Prozentsatz vom natürlichen Abfluß, vom Mittelwasser, vom Mittleren Niedrigwasser oder anderen Werten anzugeben. Auch können andere Parameter (z.B. Sohlenbreite, häufigste Abflußmenge, „naturegebener Katastrophenfall, u.s.w., siehe DVWK 1994a: 68-78 und Muhar, Schmutz o.J.: 5) mit in die Formel aufgenommen

werden. Mit der „Matthey-Formel“ findet beispielsweise eine Differenzierung der Mindestwasserführung nach größeren und kleineren Gewässerläufen statt, zusätzlich wird eine Temperaturbegrenzung und eine Mindestwassertiefe von 20cm eingebaut.

Restwasserverfahren: Als Verfahren zur Mindestwasserfestlegung wird in erster Linie das Mehrzielverfahren (neben Kosten-Nutzen-Analyse, Interessenabwägung und Abfluß-Morphologie-Modell) genannt, das in erster Linie gewässermorphologische Kenngrößen mit ökologischen, ökonomischen und energiepolitischen Aspekten verbindet. Zu beachten ist, daß „die Festlegung von gestaffelten und dynamischen Mindestwasserabflüssen (...) fast ausschließlich den Verfahren vorbehalten“ ist (DVWK 1994a: 66).

Anzumerken ist auch im Falle der Bemessung der Restwassermenge, daß eine Notwendigkeit der Einzelfalluntersuchung besteht. (Jungwirth 1986: 92, auch IÖW 1996b: 15). So werde in Österreich die bislang geübte Praxis, Restwassermengen über Formeln festzulegen, in letzter Zeit zunehmend von einer individuellen Betrachtung der für Gewässerstrecken ökologisch notwendigen Wassermenge abgelöst. (Muhar, Schmutz o.J.: 4) Auch in Deutschland scheint sich zumindest in einigen Bundesländern bei gesetzlich nicht detaillierten Vorschriften die individuelle Betrachtung und Mindestwasserfestsetzung durchzusetzen.

In der hessischen Restwasser-Richtlinie (Umweltministerium Hessen 1996: 1003ff.) wird eine Klassifizierung der Gewässer nach der Größe des Einzugsgebietes, dem Natürlichkeitsgrad sowohl der Ausleitungsstrecke als auch der Triebwerksgräben, der Durchgängigkeit des Gewässers und weiterem vorgenommen. Die Festsetzung des Restwassers erfolgt dann anhand der Größe des Einzugsgebietes als Anteil zwischen 33% und 90% vom MNQ, wobei je nach den anderen Klassifizierungsmerkmalen noch Zu- und Abschläge von bis zu 20% einzurechnen sind. Damit soll den spezifischen örtlichen Bedingungen zur Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit Rechnung getragen werden. (Umweltministerium Hessen 1996: 1004) Die relativ niedrige Festsetzung der Mindestwassermengen wird damit begründet, daß der historisch-natürliche Zustand der hessischen Gewässer häufig das Mehrbettgerinne war und deshalb in einzelnen Flußarmen der MNQ sehr häufig unterschritten worden ist. (Dumont 1996: 55)

In Baden-Württemberg wird ein Sockelabfluß von mindestens 1/6 MNQ vorgegeben, der jedoch jahreszeitlich und nach der jeweiligen Situation des betrachteten Gewässers bedingt um einen zuflußabhängig-dynamischen Abflußanteil aufzustocken ist. (Umweltministerium Baden-Württemberg 1993: 409) Orientierungswert für die einzuhaltenden Mindestabflüsse ist im Jahresmittel 1/3 MNQ.

Die hessische Restwasser-Richtlinie zeichnet sich gegenüber der baden-württembergischen somit durch eine standortspezifisch differenziertere Festsetzung aus. Von Bedeutung in diesem Zusammenhang ist ebenfalls die Überprüfung der Einhaltung der Restwasserauflagen und deren betriebssichere technische Sicherstellung (Wetzlar 1993: 82). Jungwirth und Muhar (1991: 8) weisen darauf hin, daß es wegen der Vielzahl der Anlagen den Kontrollbehörden nicht möglich sein kann, den Vollzug der Auflagen zu überprüfen.

Ökologische Effizienz von Mindestwasserabgaben: Zu beachten ist, daß ein vollständiger Ausgleich nur durch 100prozentigen „Rest“wasserabfluß gewährleistet wäre (IÖW 1996b: 15), jedoch durch eine gewisse Mindestmenge an Restwasser zumindest ein aus Sicht des

Gewässerschutz einigermmaßen akzeptabler Zustand des Gewässers erhalten werden könne.

In Untersuchungen an hessischen Gewässern wurde festgestellt, daß die Änderung der biologisch wichtigen Strömungsbedingungen (Varianz der Wassertiefe, -geschwindigkeit und die Gewässerbreite) nicht proportional zur Reduzierung der Wassermenge einhergeht, sondern gerade in naturnahen Fließstrecken blieben weitestgehend besiedlungsfähige Verhältnisse erhalten. (Dumont 1996: 55) Diese Aussagen sind auf die untersuchten hessischen Fließgewässer bezogen und möglicherweise nicht in ihrer Aussagekraft vollständig verallgemeinerbar. Ein Vergleich zwischen der abzugebenden Mindestwassermenge und der ökologischen Reichweite dieser Wassermenge wird von Giesecke vorgenommen. (Giesecke 1990: 293)

Der ökologische Grenznutzen nimmt also mit zunehmendem Restwasser ab. (IÖW 1996b: 15) An welchem Punkt jedoch die gewässerökologischen Auswirkungen so weit minimiert sind, daß damit der Bestand des Gewässers/ der Ausleitungsstrecke als ökologisch wertvoll oder gar naturnah gesichert ist, ist extrem von den Gegebenheiten am einzelnen Standort abhängig und nur mit Hilfe von Indikatoren bewertbar, deren Festsetzung wiederum eine große Bandbreite von Subjektivität aufweisen würde. Wo der Verlust an ökologischer Gewässerqualität durch den Zugewinn an Stromproduktion ausgeglichen wird, bleibt umstritten.

Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlage: Eine Aufstellung der verminderten Stromerzeugung infolge der Restwasserabgabe wurde durch das Ingenieurbüro Floecksmühle gemacht. Zu beachten ist bei den Ergebnissen, daß bei den Berechnungen eine Unterscheidung zwischen Flüssen mit starken Abflußschwankungen und eher gleichmäßigem Abfluß vorgenommen wurde. Das ist von Bedeutung, da hier die Unterschiede zwischen Mittelwasser und Mittlerem Niedrigwasser sich verändern und bei den Berechnungen von einem Turbinendurchfluß ausgegangen wurde, das dem Mittelwasser des Gewässers entspricht (Dumont 1996: 56f). Als Spitzenwert ist bei einem Restwasser von 1/3 MNQ bei einer Kleinwasserkraftanlage mit gleichmäßigem Abfluß ein Ausfall der Stromproduktion von 14,46% zu erwarten (Dumont 1996: 56). Auch in anderen Berechnungen wird auf die Mindererträge durch vermehrtes Restwasser aufmerksam gemacht (DVWK 1994a: 81f und 100f).

Alle diese Berechnungen stellen Betrachtungen von Spezialfällen dar, da die Fließgewässer wohl alle einen unterschiedlichen Quotienten aus Mittelwasser und Mittlerem Niedrigwasser haben und die Verluste an Stromerzeugung von den tatsächlichen Wasserständen abhängen und nicht von den Mittelwerten.

3.3.4 Problembereich Fischschäden durch die Turbine

Rechen - Bedeutung für den potentiell natürlichen Zustand: Durch vor Turbinen vorgeschaltete Rechen sollte ursprünglich die Schädigung der Turbinen durch Schwemmgut verhindert werden. Durch eine Verengung der Stabsabstände bei den Rechen kann auch das Problem der Fischschäden durch die Turbinen bekämpft werden, indem durch die Rechen den Fischen von vornherein der Weg in die Turbine verwehrt wird. Je enger die Abstände zwischen den Rechenstäben sind, desto weniger Fische finden Zugang zur Turbine mit ihrer oft letalen Wirkung. Wenn keine Abstiegsmöglichkeit besteht, werden die Fische somit zum

Aufenthalt im Oberwasser gezwungen. Ein Vergleich der Auswirkungen dieser Abkapselung/Wanderverhinderung zur Wahrscheinlichkeit der Schädigung durch die Turbine liegt nicht vor. Heute ist, nach der Veröffentlichung des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler, ein Stababstand von 20mm üblich (VDFF 1995: 36).

Ökologische Effizienz von Rechen: Durch einen geringen Stababstand (20-mm-Rechen) kann es dazu kommen, daß Fische, vor allem Aale, während ihrer Hauptwanderzeit oft die Rechen verstopfen und darin verenden, da sie versuchen, sich „durchzuzwängen“ (IÖW 1996b: 15f). Bei kleineren Fischen und aquatischen Lebewesen hat der Rechen nicht die Wirkung des Zurückhaltens, die Gefahr der Schädigung durch die Turbine besteht weiterhin.

Je enger der Stababstand ist, desto mehr Rechengut wird zu Entsorgung aufgefangen. Ob diese Säuberung des Gewässers ökologisch ausnahmslos als sinnvoll zu klassifizieren ist, scheint fragwürdig, da mit dem Schwemmgut ebenfalls Tothölzer aus dem Lebensraum Fließgewässer herausgenommen werden, die einen besonderen Lebensraum für spezialisierte Arten in diesem Fließgewässer darstellen mit Wirkung auf die Selbstreinigungsleistung des Gewässers (Jährling 1996: 1).

Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlage: Gleichzeitig wird mit dem Rechen Schwemmgut aufgefangen, was die Turbine vor Schädigungen schützt, das jedoch auch fachgerecht zu entsorgen ist. Die Entsorgung des Schwemmgutes ist nach §26 WHG vorgeschrieben. Eine Verengung des Stababstandes vermindert die Möglichkeit zur Stromproduktion durch die dadurch verursachte Aufstauung von Schwemmgut vor dem Rechen oder einer häufigeren Notwendigkeit zur Räumung der Rechen. In extremen Hochwasserfällen kann sich das Rechengut auf viele LKW-Ladungen belaufen, was erhebliche Kosten für den Betreiber führt. (IÖW 1996a: 5; hier wird ein Einzelfall mit einem Rechengut in der Größenordnung von 3000-4000 Lkw-Ladungen erwähnt) Diese Kosten liegen sogar in solchen Bereichen, daß private Betreiber die Stromproduktion mit Kleinwasserkraftwerken aufgegeben haben. (Giesecke 1990: 293)

Scheuchanlagen: Scheuchanlagen sollen Fische von Turbinen fernhalten. Wenn keine alternative Abstiegsmöglichkeit besteht sind die identischen Auswirkungen wie bei Rechen zu erwarten. Zusätzlich ist zu beachten, daß bisher noch keine befriedigende Scheuchmethode existiert, weder Licht- noch Strom-Scheuchanlagen haben, besonders bei starker Strömung, die erhofften Auswirkungen (IÖW 1996b: 10).

Ein Abschalten der Anlagen zur Fischhauptwanderzeit böte die Möglichkeit, die Fischschäden durch Turbinen und Rechen herunterzufahren. Die Festsetzung des Zeitpunktes und des Zeitraumes des Abschaltens hätte durch unmittelbare und einzelfallbezogene Expertenbeobachtung zu erfolgen, da die Wanderbewegungen multikausal zu erklären sind (Born 1995: 153). Die Dauer des Abschaltens steht in direkter Beziehung zur Anzahl der nicht geschädigten Fische. Mit dem Abschalten der Turbinen zur Hauptwanderzeit der Fische wäre ein Ausfall der Stromproduktion für längere Zeit (etwa einen bis drei Monate) im Jahr verbunden (IÖW 1996b: 16).

Verbot von Schwellbetrieb: Durch das Verbot von Schwellbetrieb, wie er vom Verband für Fischereiverwaltungsbeamte und Fischereiwissenschaftler (1995: 58) gefordert wird,

könnten die oben aufgelisteten Auswirkungen von Schwall und Sunk vermieden werden. Die betriebswirtschaftlichen Folgen aus einem Verbot des Schwellbetriebs wären eine eingeschränkte Möglichkeit des Hochfahrens der Anlage bei Nachfragerücken mit daraus folgenden verminderten Gewinnaussichten.

Insgesamt ist festzuhalten, daß nicht einzelne Auflagen, sondern nur das Zusammenspiel der Maßnahmen zu einer Verbesserung der Fließgewässer führen kann. So wird die Erfüllung der Auflage zur Mindestwasserabgabe in vielen Fällen nur als kosmetische Maßnahme angesehen. Nach Einschätzung von Förster es gehe vielmehr darum, ebenfalls flankierende weitere Maßnahmen durchzuführen (Förster 1994: 6). So sollte die Anbringung eines Rechens von der Installation eines alternativen Abwanderungsweges begleitet werden. (IÖW 1996b: 16). Alle oben angeführten Auflagen und Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zusammengenommen können in Richtung einer ökologieverträglicheren Kleinwasserkraftanlage wirken.

3.4 Beurteilung der Auswirkungen und Zusammenfassung der ökologischen Anforderungen an den Betrieb von Wasserkraftanlagen

Die dargestellten Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fließgewässer stellen in jedem Fall eine Entfernung vom Leitbild „potentiell natürlicher Zustand“ dar. Der Bau einer Kleinwasserkraftanlage bedeutet einen tiefgehenden Einschnitt in das Ökosystem Fließgewässer, der weitreichende Folgen auf die Gewässerstruktur und die Lebensräume innerhalb des Ökosystems hat, und damit auch für die Lebewesen. Daß kleine Wasserkraftanlagen nicht mit einer Verschlechterung der Strukturgüte einhergehen, ist lediglich für Standorte mit extrem schlechter Ist-Strukturgüte denkbar. An diesen Standorten kann durch bestimmte Ausgleichsmaßnahmen wie z. B. den Bau von Umgehungsgerinnen eine Verbesserung der bisherigen Struktur erreicht werden.

Allerdings bilden die durch den Bau von Kleinwasserkraftanlagen entstehenden Strukturen auch neue Lebensräume, die ihrerseits einen Lebensraum für bedrohte Arten darstellen können. Doch wenn das Leitbild des potentiell natürlichen Zustandes zum Referenzbild wird, dann darf dies nicht zu einem Argument werden, mit dem der Eingriff gerechtfertigt wird. Hiermit stellt sich letztlich die Frage, welcher Bewertungsmaßstab zum Einsatz kommen soll: Wenn der Erhalt bestimmter Arten als wichtiger angesehen wird als eine Annäherung an den potentiell natürlichen Zustand, dann kann - im Einzelfall – durchaus der Erhalt des durch die Wasserkraftanlage entstandenen Biotops die vorzuziehende Entscheidung sein. Generell, so stellt es sich zumindest als Anforderung des Gewässerschutzes dar, dürfte die Orientierung am potentiell natürlichen Zustand richtungsleitend sein.

Ökologische Anforderungen an den Betrieb von Wasserkraftanlagen

In Anlehnung an Stein (1995: 22) und Jorde (1997) sollen zum Abschluß dieses Kapitels noch einmal die aus ökologischer Sicht zu stellenden Anforderungen an den Betrieb von Wasserkraftanlagen aufgeführt werden. Dabei handelt es sich, wie auch Stein selber einräumt, um Maximalanforderungen, die insbesondere bei bestehenden Anlagen kaum zu realisieren sind. Sie sollen aber als eine Art Referenzfolie für die Bewertung von Wasserkraftan-

lagen dienen, mit deren Hilfe dann die jeweiligen Standorte – vor allem bei Neubauten – beurteilt werden können. Zu diesen Anforderungen zählen:

- Die Durchgängigkeit des Gewässers muß (evtl. über ein Umgebungsgewässer) gewährt sein, es dürfen keine Hindernisse wie Wehre oder Staue das Fließgewässerkontinuum beeinträchtigen oder unterbrechen. Wenn ein Eingriff unvermeidbar ist, so muß zwischen den einzelnen Wasserkraftwerken und deren Stauanlagen immer eine ausreichend lange freie Fließstrecke verbleiben, in der die Fließgewässerdynamik ungestört ist.
- Bei Ausleitungsstrecken muß die Restwassermenge so bemessen sein, daß keine Beeinträchtigungen der naturraumspezifischen Lebensgemeinschaften erfolgt. Diese für den Einzelfall festgelegte Mindestwassermenge muß baulich garantiert werden, d.h. sie darf nicht manipulierbar sein.
- Die natürliche Dynamik (Hochwasser, Wasserspiegelschwankungen) muß in der Restwasserstrecke erhalten bleiben, um eine weitgehend natürliche Weiterentwicklung des Gewässers zu gewähren und die an diese Dynamik angepaßten Strukturformen und Lebensgemeinschaften nicht zu beeinträchtigen.
- Es dürfen keine betriebsbedingten Eingriffe in die Gewässersohle (Sohlbaggerungen) vorgenommen werden.
- Es muß eine geeignete Lockströmung geschaffen werden, um Fischen den Weg zum Umgehungsgerinne zu weisen.
- Es darf kein Betrieb von Wasserkraftwerken in Naturschutzgebieten oder anderen aus ökologischer und naturschutzfachlicher Sicht wünschenswerten Landschaften oder Landschaftsteilen erfolgen (z. B. in Vorranggebieten für Natur und Landschaft nach den Landschaftsrahmenprogrammen oder ausgewiesenen „Tabuzonen“ für die Wasserkraftnutzung).
- Der Betrieb sollte möglichst wartungsfrei und arbeitsextensiv sein, um Störungen im und am Gewässer so weit wie möglich zu vermeiden. Dies gilt besonders in für den Naturschutz wertvollen Gebieten, wo sich Störungen durch die Anwesenheit des Menschen negativ auswirken können.
- Laufbegradigungen und –verlegungen sowie großräumige Veränderungen der Wasserführung (auch der Nebenbäche) sind nicht zuzulassen.
- Bei einem Neubau und einer Umgestaltung von Wasserkraftanlagen sind die ökologischen Auswirkungen auf das Fließgewässer und die Gewässerlandschaft bereits in der Planungsphase zu berücksichtigen (z. B. Umweltverträglichkeitsprüfung). Die Bewertung des Eingriffs muß über die kleinräumige Standortumgebung hinausgehen und auch die indirekten Auswirkungen auf das gesamte Fließgewässersystem berücksichtigen.

4 Anthropogener Treibhauseffekt und Anforderungen an die Klimapolitik

In den letzten Jahrzehnten sind zwei wichtige Faktoren bezüglich des Zusammenhangs zwischen den Menschen und dem Klima der Erde sichtbar geworden (vgl. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Synthesebericht 1995a): Danach steigern menschliche Aktivitäten - einschließlich des Verbrennens fossiler Brennstoffe, Landnutzungsänderungen und die Landwirtschaft – zum einen die atmosphärische Konzentration von Treibhausgasen (welche die Atmosphäre eher erwärmen) und in manchen Regionen die Konzentration von Aerosolen (welche die Atmosphäre eher abkühlen). Die als Resultat dieser Prozesse insgesamt steigende Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre stellt die wesentliche Ursache für den anthropogenen Treibhauseffekt dar. Zu erwarten ist, daß die Änderungen zusammengenommen das Klima und klimabezogene Parameter wie z. B. Temperatur, Niederschläge, Bodenfeuchtigkeit und Meeresspiegel, regional und global ändern. Zum anderen ist eine globale Bedrohung von Ökosystemen zu verzeichnen, die sich zunächst vor allem in empfindlichen Landstrichen (z.B. Flußbecken und Flachküsten) zeigen dürfte. Für die jeweiligen menschlichen Gemeinschaften – z.T. mit steigender Bevölkerungsdichte – sind sie aller Voraussicht nach mit zunehmenden Gefahren wie Stürmen, Überschwemmungen und Dürren verbunden. Es wurden potentiell schwerwiegende Änderungen festgestellt, einschließlich - in einigen Gebieten - einer Zunahme der Häufigkeit von Perioden mit extrem hohen Temperaturen sowie von Überschwemmungen und Dürren mit entsprechenden Auswirkungen wie Bränden, und Schädlingsplagen sowie auf Zusammensetzung, Struktur und Funktion von Ökosystemen, einschließlich ihrer Primärproduktivität.

Entsprechend dieser Kenntnisse wurde im Artikel 2 des Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC), das im Juni 1992 bei der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung zur Zeichnung auflag, als Ziel festgelegt,

„...die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird. Ein solches Niveau sollte innerhalb eines Zeitraumes erreicht werden, der ausreicht, damit sich die Ökosysteme auf natürliche Weise den Klimaänderungen anpassen können, die Nahrungsmittelerzeugung nicht bedroht wird und die wirtschaftliche Entwicklung auf nachhaltige Weise fortgeführt werden kann.“

Als Treibhausgase sind vor allem Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Distickstoffoxid (N₂O) anzusehen; sie sind sowohl natürlichen als auch anthropogenen Ursprungs. Die jeweilige Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre ist seit dem vorindustriellen Niveau wesentlich angestiegen: So hat sich z. B. die Konzentration von Kohlendioxid von rund 280 ppm auf knapp 360 ppm erhöht. Dabei haben die anthropogenen Emissionen dieser Gase zu rund 80 Prozent zum zusätzlichen Klimaantrieb infolge der Emissionen von Treibhausgasen seit vorindustrieller Zeit (d.h. seit rund 1750) beigetragen. Der Anteil des Kohlendioxids an diesem Antrieb beträgt wiederum 50 Prozent, also rund das vierfache von CH₄. Die Aerosole u.a. aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe haben dagegen einen direkten negativen Strahlungsantrieb und möglicherweise auch einen ähnlich hohen indirekten.

Seit dem Ende des 19. Jahrhunderts ist die mittlere globale bodennahe Lufttemperatur um rund 0,3 bis 0,6°C angestiegen. Der Meeresspiegel ist in den letzten 100 Jahren weltweit um 10 bis 25 cm angestiegen, was hauptsächlich dem Ansteigen der mittleren globalen Lufttemperatur zuzuschreiben sein dürfte. Diese Daten legen einen erkennbaren menschlichen Einfluß auf das globale Klima nahe. Es ist davon auszugehen, daß ohne Abschwächungspolitiken oder bedeutende technologische Fortschritte, die vor allem zu einer Reduktion von Treibhausgasemissionen führen, im Verlauf des kommenden Jahrhunderts eine Zunahme der Konzentrationen dieser Treibhausgase zu erwarten ist, die wiederum zu weiteren Erhöhungen der mittleren globalen Temperatur führen dürften.

Das IPCC entwickelte zur Abschätzung der Auswirkungen auf die Temperatur eine Reihe von Szenarien (IS 92 a-f), denen unterschiedliche Annahmen über Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum, Landnutzung, technologische Änderungen sowie Verfügbarkeit von Energie und der Energieträgermix im Zeitraum zwischen 1990 und 2100 zugrunde lagen. Projiziert wurde im Rahmen dieser Szenarien, daß die Kohlendioxidemissionen bis zum Jahr 2100 sich zwischen 6 Gt C - ungefähr das heutige Niveau - und 36 Gt C pro Jahr bewegen werden. Das in der Mitte liegende Szenario (IPCC-Emissionsszenario IS92a) kommt bei Berücksichtigung der besten Schätzung des Wertes der Klimasensitivität und unter Berücksichtigung der Wirkungen einer zukünftigen Zunahmen von Aerosolen zu einem Anstieg der mittleren globalen Temperatur von rund 2°C bis zum Jahr 2100. In allen Fällen, also auch im Szenario mit den „günstigsten“ Annahmen für Klimasensitivität und Wirtschafts- und Bevölkerungsentwicklung, ist nach IPCC davon auszugehen, daß die durchschnittliche Erwärmungsrate wahrscheinlich größer sein dürfte als jede in den letzten 10.000 Jahren (IPCC 1995a).

Das notwendige Volumen der Emissionsreduktion

Die Klima-Enquete des Deutschen Bundestages hält folgende Richtwerte für die Bestimmung des tolerablen Maßes an Klimaveränderungen, und damit auch für die Bestimmung des anzustrebenden Konzentrationsniveaus für notwendig:

1. Eine mittlere globale Erwärmungsobergrenze von 2 °C im Jahr 2100 gegenüber 1860, damit die Menschheit nicht in Klimabereiche kommt, die sie in ihrer Geschichte noch nicht erlebt hat.
2. Die Nichtüberschreitung einer mittleren, globalen Erwärmungsrate von 0,1 °C pro Jahrzehnt zwischen 1980 und 2100, die nach heutigen Wissen den natürlichen Ökosystemen noch ausreichende Möglichkeiten zur Anpassung lassen würde.

Das IPCC kommt in einer Reihe von Szenarien zu dem Ergebnis, daß die Stabilisierung der Kohlendioxidkonzentration (d.h. ohne die Auswirkungen anderer Treibhausgase und Aerosole) bis zum Jahr 2100 auf dem Niveau von 450 ppm zu einem Anstieg der Gleichgewichtstemperatur relativ zu 1990 von 1°C (Bereich 0,5 - 1,5 °C), von 650 ppm von 2°C (Bereich 1,5 - 4°C) oder bei 1.000 ppm von 3,5°C (Bereich 2 - 7°C) führen. Für die einzelnen Konzentrationsniveaus lassen sich nun Emissionsbudgets bestimmen, die die gesamte Menge an Emissionen während diesen Zeitraums angeben. Die folgenden Tabelle gibt hierzu einen Überblick.

Tabelle 3: Stabilisierungsniveau und akkumulierte Kohlendioxid-Emissionen

Stabilisierungsniveau	Akkumulierte Emissionen (1990 bis 2100 (Gt. C))
350 ppm	300 – 430
450 ppm	640 – 800
550 ppm	880 – 1.060
650 ppm	1.000 - 1.240
750 ppm	1.220 - 1.420

Quelle: IPCC 1994, zitiert nach Loske (1996: 84)

Soll also die Konzentration etwa auf dem heutigen Niveau stabilisiert werden, dies entspricht etwa 350 ppm, dann beträgt das Emissionsbudget bis 2100 etwa 300 bis 430 Mrd. Tonnen Kohlenstoff⁴. Angesichts der heutigen Emissionen von rund 7,5 Mrd. t Kohlenstoff wäre das Budget nach rund 40 bis 60 Jahren aufgebraucht. Sollte eine Stabilisierung der Konzentration bei 550 ppm angestrebt werden, dies entspricht einer Verdoppelung des vorindustriellen Niveaus, dann stünde ein Budget von 880 bis 1060 Mrd. Tonnen Kohlenstoff zur Verfügung. Bei gleichmäßig verteilter Nutzung dieses Budgets über den Gesamtzeitraum bis 2100 wäre gegenüber heute ein nur leicht erhöhtes jährliches Emissionsniveau möglich. Dazu ist folgendes anzumerken: Erstens wird dieses Niveau schon als klimatisch folgenreich eingeschätzt (dazu auch Loske 1996: 84), zum anderen ist nicht davon auszugehen, daß ohne politische Steuerungsmaßnahmen es lediglich zu einer leichten Erhöhung dieses Emissionsniveaus kommen wird. Dies hängt vor allem mit der gegenwärtigen regionalen Verteilung der Emissionen zusammen: Sie geht zur Zeit vor allem auf das Konto der Industrieländer. In Zukunft dürften sich aber die Emissionen in den „übrigen“ Ländern deutlich erhöhen, so daß eher ein deutliches Überschreiten dieses Emissionsniveaus zu erwarten ist.

Für einen Emissionspfad, der den oben genannten Richtwerten der Klima-Enquete genügen würde, würde das Kohlendioxid-Budget bis 2100 bei Orientierung an den IPCC-Angaben etwa 500 - 600 Mrd. t Kohlenstoff betragen (vgl. Loske 1996: 85). Beim heutigen Emissionsniveau von 7,5 Mrd. t wäre dieses Budget nach 70 bis 80 Jahren aufgebraucht und damit nicht bis zum Jahre 2100 ausreichen. Angesichts der unterschiedlichen wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit der verschiedenen Staaten, deren verschieden hohe Pro-Kopf-Emissionen und des Nachholbedarfs der Dritte-Welt-Staaten tragen die Industriestaaten nach Ansicht der Enquete-Kommission eine besondere Verantwortung für die Reduktion der Emissionen. So sind und waren die Länder der OECD die wichtigsten Energieverbraucher und für den größten Teil der Kohlendioxid-Emissionen aus fossilen Energieträgern verantwortlich. Auf die Entwicklungsländer entfällt bisher noch ein kleinerer Anteil an diesen Emissionen, doch zeigen die meisten Projektionen, daß ihr Anteil bei der erwarteten Geschwindigkeit ihres Wirtschafts- und Bevölkerungsanteils zunehmen wird. Daher hält die Kommission, bezogen auf die Kohlendioxid-Emissionen von 1987, folgende Minderungsziele für erforderlich:

⁴ Eine Tonne Kohlenstoff entspricht 3,7 t Kohlendioxid.

- minus 30 Prozent bis zum Jahre 2005,
- minus 45 Prozent bis in die 20er Jahre des nächsten Jahrhunderts und
- minus 80 Prozent bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts.

Aufgabe der Klimaschutzpolitik und Rahmenbedingungen für die Anpassungen

Die Aufgabe der Klimaschutzpolitik, d.h. Entscheidungen betreffend der im Artikel 2 der Klimarahmenkonvention aufgeführten Zielsetzung, die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird, umfassen drei verschiedene, aber miteinander zusammenhängende Optionen: die Höhe des Stabilisierungsniveaus, den Pfad der Nettoemissionen und Abschwächungstechnologien und -politiken. Vor allem für die Wahl des Emissionspfades und die Förderung von Maßnahmen zur Abschwächung des Treibhauseffektes sind u.a. die folgenden Aspekte zu berücksichtigen, die vom IPCC in seinen Berichten genannt werden (IPCC 1995a, b, c)

- Bis zum Jahr 2100 wird das kommerzielle Energiesystem der Erde mindestens zweimal ersetzt worden sein, was Gelegenheit bietet, es ohne vorzeitige Stilllegung von Kapitalgütern zu ändern; auch werden in diesem Zeitraum bedeutende Mengen von Kapitalgütern in den Sektoren Industrie, Kleinverbrauch, Haushalte sowie in Land- und Forstwirtschaft ersetzt. Diese Kapitalersatzzyklen bieten ebenfalls Gelegenheiten, neue Technologien mit besserer Leistung einzusetzen.

So zeigen denn auch viele Studien, daß eine entsprechende zeitliche Abstimmung von Minderungsmaßnahmen und die Verfügbarkeit kostengünstiger Alternativen die Höhe der Gesamtkosten beträchtlich vermindern können. Unter anderem aus diesem Grund heraus hat der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) ein Minderungsszenario entworfen, bei dem nach einer Übergangszeit von etwa fünf Jahren bis zum Jahre 2155 der globale Ausstoß an Kohlendioxid jährlich um jeweils ein Prozent reduziert wird, anschließend dann um jeweils 0,25 Prozent. Die Erfüllung einer solchen langfristig konstanten jährlichen Reduktionsquote ist nach Ansicht des Beirat volkswirtschaftlich eher zumutbar als drastische mittelfristige Kursänderungen (WBGU 1996: 111ff.).

- Zahlreiche Studien zeigen, daß durch technische Einsparmaßnahmen und verbessertes Management über die kommenden zwei bis drei Jahrzehnte in allen Sektoren in vielen Teilen der Erde die Energieeffizienz um 10 bis 30 Prozent über den gegenwärtigen Stand steigerbar ist, ohne das dies zu zusätzlichen Kosten führt („no-regrets“ Maßnahmen). Im gleichen Zeitraum wäre in vielen Ländern eine Effizienzsteigerung von 50 bis 60 Prozent technisch möglich, wenn die gegenwärtig energieeffizientesten Technologien eingesetzt würden. Ob diese Potentiale ausgeschöpft werden, hängt von zukünftigen Kostensenkungen, Finanzierungen und Technologietransfer sowie von Maßnahmen zur Überwindung einer Vielzahl von nicht-technischer Hemmnissen ab.
- Die Weltwirtschaft und auch einige nationale Volkswirtschaften leiden an einer Reihe von Preisverzerrungen, durch die die Treibhausgasemissionen erhöht werden. Zu nennen sind hier u.a. Subventionen für die Landwirtschaft und für Energieträger sowie Verzerrun-

gen der Preise im Verkehrsbereich durch unterschiedliche Förderung der Infrastruktur. Einigen Studien folgend könnten die globalen Treibhausgasemissionen um 4 - 18 Prozent durch die Abschaffung dieser Subventionen für Energieträger gesenkt werden. Zu berücksichtigen ist allerdings, daß einige dieser Subventionen aus sozialen und Verteilungsgründen eingeführt wurden und von daher nicht eine pauschale Abschaffung gefordert werden kann.

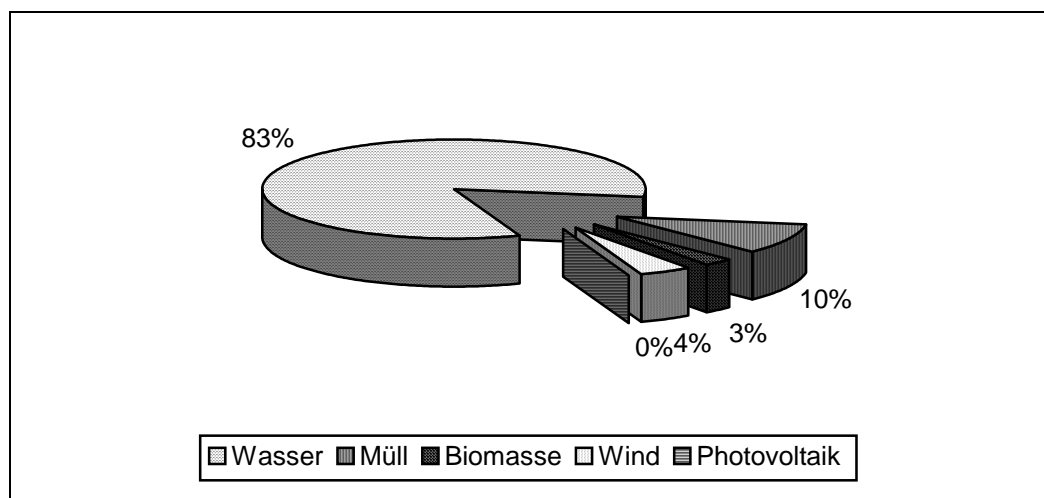
- Der Klimaänderung sollte mit einem Portefeuille von Aktionen zur Abschwächung, zur Anpassung und zur Verbesserung unseres Wissens begegnet werden. Je nach Land dürfte dieses Portefeuille verschieden ausfallen. Die Herausforderung besteht nicht darin, heute die beste Politik für die kommenden 100 Jahre zu finden, sondern eine vorsichtige Strategie zu entwickeln und diese im Lichte neuer Informationen im Laufe der Zeit anzupassen.

Folgt man dem letzten hier angeführten Hinweis des IPCC, dann stellt sich entsprechend der Aufgabenstellung dieses Gutachtens die Frage, welchen Anteil die kleinen Wasserkraftwerke an diesem Portefeuille haben sollen. Sie können sicher nicht den „no-regret“-Maßnahmen zugeordnet werden, da sie durch ihre Auswirkungen auf Natur und Landschaft auch zu Kosten führen.

5 Daten zur Wasserkraftnutzung in Deutschland

Aus erneuerbaren Energien und Abfällen wurden 1994 rd. 21 TWh Strom in das Netz der öffentlichen Elektrizitätsversorgung eingespeist. Sie stammten aus der Erzeugung aus Wasserkraft, Müll, Biomassen, Wind und Sonnenenergie (Photovoltaik) in Anlagen der öffentlichen Versorgung sowie von Privaten und Kommunen⁵. Das folgende Tortendiagramm zeigt die Anteile der einzelnen Erzeugungsarten zusammen für EVU und Nicht-EVU Anlagen. Im folgenden werden die Angaben zur Stromerzeugung aus Wasserkraft weiter differenziert.

Abbildung 1: Stromproduktion aus regenerativen Energiequellen und Müll nach Produktionsarten



Quelle: eigene Darstellung nach Grawe und Wagner (1996)

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die Verteilung der Wasserkraftnutzung einmal unterschieden nach Bundesländern und zum anderen nach EVU und Nicht-EVU-Anlagen. Dabei umfassen die Angaben für die EVU-Anlagen alle Lauf- und Speicherkraftwerke sowie Pumpspeicher-Kraftwerke mit eigenem Zufluß. Die Anlagen der Bahn AG und industrielle Eigenanlagen sind in dieser Aufstellung nicht berücksichtigt. Ferner werden keine Aussagen über nicht-netzgekoppelte Anlagen (Inselanlagen) gemacht.

Kleine Wasserkraftanlagen

Nimmt man aus der Menge aller Wasserkraftanlagen diejenigen Laufwasser- und Speicherkraftwerke heraus, die unter einem Megawatt (MW) Leistung haben - in der Regel als kleine Wasserkraftanlagen bezeichnet - und die für dieses Gutachten die relevante Gruppe der Wasserkraftanlagen darstellen, dann ergibt sich das folgende Bild:

⁵ Vgl. Grawe, Wagner 1996; auf dieser Quelle bauen auch die weiteren Schilderungen weitgehend auf.

- Im Jahr 1994 gab es in den alten Bundesländern 239 Anlagen dieser Art, die als *EVU-Anlagen* verzeichnet waren. Sie hatten eine Nettoengpaßleistung von 87 MW und haben 1994 eine Nettoerzeugung/Einspeisung von 432 GWh geliefert. In den neuen Bundesländern gab es 24 Anlagen in dieser Größenklasse, die eine Nettoengpaßleistung von 9 MW hatten und 30 GWh erzeugt haben.

Tabelle 4: Stromerzeugung aus kleinen und großen Wasserkraftanlagen in GWh nach Bundesländern

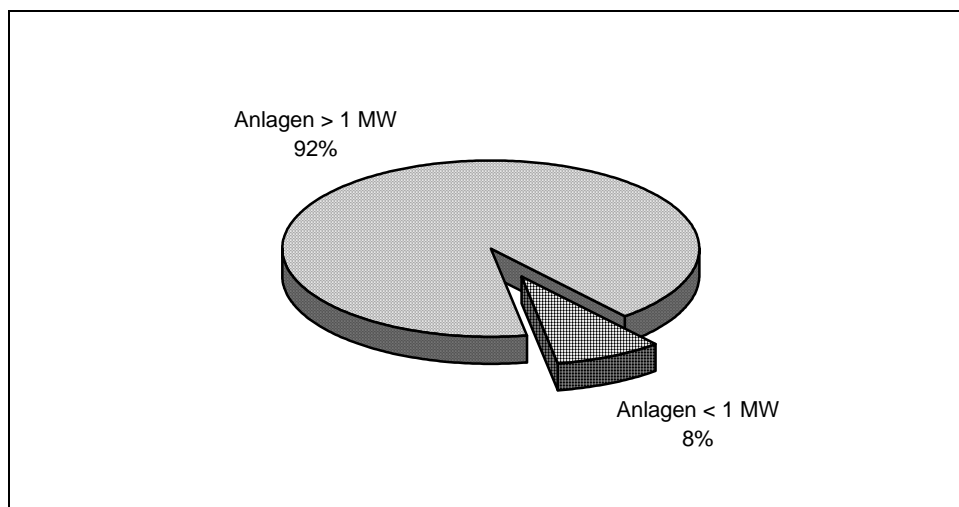
Bundesland	EVU	Nicht - EVU	Summe
Baden-Württemberg	4.226	243	4.469
Bayern	9.792	699	10.941
Berlin	0	0	0
Brandenburg	5	7	12
Bremen	0	0	0
Hamburg	0	0	0
Hessen	239	58	297
Mecklenburg-Vorpommern	5	1	6
Niedersachsen	181	60	241
Nordrhein-Westfalen	436	88	524
Rheinland-Pfalz	1.053	19	1.072
Saarland	66	3	69
Sachsen	43	65	108
Sachsen-Anhalt	8	13	21
Schleswig-Holstein	12	2	14
Thüringen	162	15	177
Bund	16.288	1.286	17.574

Quelle: Daten aus Grawe, Wagner 1996

- In den alten Bundesländern gibt es 4.121 Anlagen bis einem MW Leistung, die als *Nicht-EVU-Anlagen* verzeichnet waren. Sie wiesen eine Nettoengpaßleistung von 265 MW auf und haben 1994 eine Nettoerzeugung/Einspeisung von 909 GWh erzeugt. In den neuen Bundesländern gab es 160 Anlagen in dieser Größenklasse, die eine Nettoengpaßleistung von 27 MW hatten und 86 GWh erzeugt haben.

Damit ergab sich insgesamt eine Nettoengpaßleistung von 388 MW mit einer Nettoerzeugung/Einspeisung von 1,46 TWh. Damit haben die kleinen Wasserkraftanlagen einen Anteil an dem aus Wasserkraft gewonnenen Strom von 8,3 Prozent. Bezogen auf den gesamten Stromverbrauch in der Bundesrepublik von 447 TWh aus öffentlicher Versorgung wurden 0,33 Prozent aus kleinen Wasserkraftanlagen gedeckt. Zu beachten ist dabei, daß der Koeffizient der Erzeugungsmöglichkeit aus Wasserkraft - er stellt das Maß für die Energie-Ergiebigkeit der genutzten Gewässer dar - 1994 bei 105 Prozent lag. Zum Vergleich: Er lag 1990 bei 92 Prozent und 1992 bei 99 Prozent. Nach Grawe und Wagner wird die Stromerzeugung mittels der Wasserkraft bedeutsam durch die Erzeugungsschwankungen durch nasse und trockene Jahre beeinflusst, die in Extremfällen +/- 20 Prozent betragen können.

Abbildung 2: Anteil der kleinen Wasserkraftwerke an der gesamten Stromproduktion aus Wasserkraft



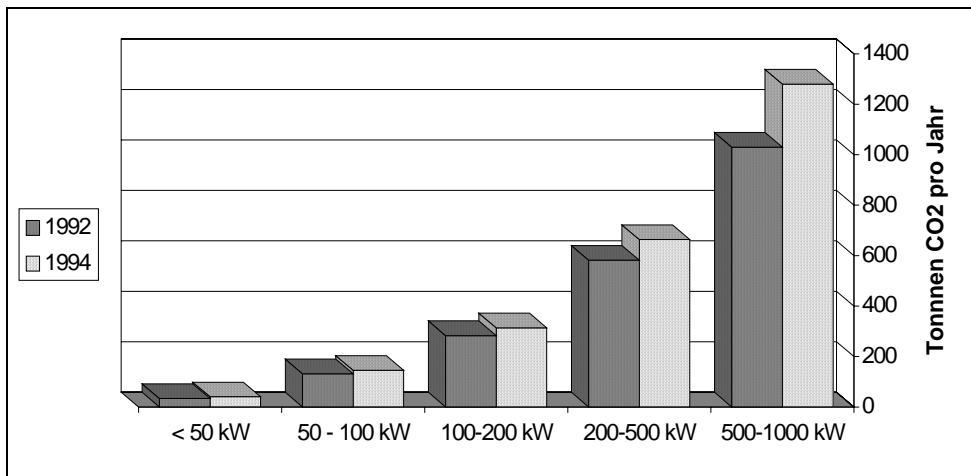
Quelle: eigene Darstellung nach Grewe und Wagner (1996)

Geht man weiter davon aus, daß bei der Erzeugung einer Kilowattstunde Strom in einem durchschnittlichen Kraftwerkspark 0,57 kg Kohlendioxid entstehen⁶, dann wurde durch die Stromerzeugung mittels kleiner Wasserkraftanlagen (EVU und Nicht-EVU) eine Menge von 826.500 Tonnen Kohlendioxid-Emissionen vermieden. Bezogen auf die Gesamtmenge der Kohlendioxid-Emissionen der Bundesrepublik Deutschland 1993 von rd. 897 Mio. t (Umweltbundesamt 1996) bedeutet diese Menge einen Anteil von 0,09 Prozent. Wäre die mit Hilfe der kleinen Wasserkraftwerke erzeugte Strommenge mit Hilfe des für die Vergleichsrechnung angenommenen Kraftwerksparks erzeugt worden, dann wären die gesamten Kohlendioxid-Emissionen um 0,1 Prozent höher gewesen.

Für die Nicht-EVU-Anlagen unter einem Megawatt Leistung geben Grawe und Wagner noch einmal eine differenziertere Struktur nach Größenklassen an. Da bei der Bewertung der kleinen Wasserkraftanlagen u.a. nach den Größenklassen differenziert werden soll, werden diese Daten in Tabelle 5 wiedergegeben.

⁶ Diese Zahl ergibt sich aus einem mit dem Programm GEMIS 3.0 (Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme: Ein Programm zu Analyse der Umweltaspekte von Energie-, Stoff- und Transportprozessen, April 1997) gerechneten Vergleich zwischen einem kleinen (niederländischen) Wasserkraftwerk und einem durchschnittlichen Kraftwerkspark zur Erzeugung von Elektrizität.

Abbildung 3: Verminderung von CO₂-Emissionen durchschnittlicher kleiner Wasserkraftanlagen



Quelle: eigene Berechnung nach Grawe und Wagner (1996)

Die gegenüber dem Jahr 1992 deutlich erhöhte Einspeisung der kleinen Wasserkraftwerke führen Grawe und Wagner vor allem darauf zurück, daß die Betreiber alter Anlagen sich aufgrund der stark erhöhten Vergütung infolge des Stromeinspeisungsgesetzes nunmehr besonders um einen effektiven Betrieb bemühen. Weiterhin halten sie es für möglich, daß auch Gewerbebetriebe mit Wasserkraft-Stromversorgung zur Deckung des Eigenverbrauchs aufgegeben worden sind, weil die Stromeinspeisung in das öffentliche Netz sich als lukrativerer Geschäftszweig erweist. Abbildung 3 zeigt, welche Menge an Kohlendioxid-Emissionen durch die Stromerzeugung jeweils in einer durchschnittlichen kleinen Wasserkraftanlage vermieden wird.

Tabelle 5: Struktur der Nicht-EVU Wasserkraftwerke kleiner 1 MW

Leistungs- klasse kW	Anzahl		Leistung MW		Einspeisung GWh		Vermiedene CO ₂ -Emissionen in t
	1994	1992	1994	1992	1994	1992	1994
bis 50	2.956	2733	61,6	56,1	211,2	162,5	120.384
50 bis 100	566	535	40,6	38,4	144,4	123,5	82.308
100 bis 200	335	312	49,2	44,9	184,5	154,8	105.165
200 bis 500	238	220	75,3	74,0	277,0	224,5	157.890
500 bis 1.000	72	46	49,2	31,8	161,6	83,1	92.112
Summe	4.167	3.846	275,9	245,3	978,7	748,4	557.859

Quelle: Grawe, Wagner (1996); eigene Berechnung

Abschätzung des bestehenden Potentials

Grawe und Wagner gehen davon aus, daß bis zum Jahre 2005 rund 1.000 kleine Wasserkraftanlagen mit einer durchschnittlichen Leistung von 70 kW bei EVU, Bahn, Industrie, Gewerbe und Privaten hinzukommen könnten. Geht man davon aus, daß diese Anlagen pro MW Leistung durchschnittlich dieselbe Nettoerzeugung aufweisen würden wie die bestehenden kleinen Wasserkraftanlagen, dann würde sich die gesamte Nettoerzeugung um 262 GWh auf 1,729 TWh erhöhen. Die neu hinzukommende Kapazität bei den kleinen Anlagen würde einer vermiedenen Emissionsmenge von 149.340 t Kohlendioxid-Emissionen entsprechen.

Als Potential für kleine und große Anlagen zusammen gehen sie von 1.000 GWh aus. Sollte dieses Potential ausgeschöpft werden, dann sei aber immer noch nicht das für möglich gehaltene technische Erzeugungspotential⁷ in Deutschland, Schätzungen liegen bei 27 TWh im Normaljahr, erreicht.

Die Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ (1995: 432ff) geht in ihrem Schlußbericht davon aus, daß 2010 in den alten Bundesländern das voraussichtlich realisierte Potential der Wasserkraft bei 22,5 TWh liegen könnte. 2040 könnten 25 TWh erschlossen sein. Dies würde dann dem vollständigen technischen Potential entsprechen. Für die neuen Bundesländer geht die Kommission von einem wirtschaftlichen Potential bezogen auf das Jahr 2010 von 0,89 TWh aus. Somit ergibt sich für das Jahr 2010 ein Gesamtpotential nach Enquete-Kommission von rd. 23,4 TWh 2010 gegenüber 21,1 TWh 1990.

In der Publikation „Gesichtspunkte zum Abfluß in Ausleitungsstrecken kleiner Wasserkraftwerke“ wird als Einschätzung genannt, daß etwa 20 Prozent der theoretisch vorhandenen Wasserkraftressourcen von etwa 5 TWh noch für den Ausbau in Frage kommen.

Wie das erste Tortendiagramm gezeigt hat, hat die Wasserkraft heute den größten Anteil am aus regenerativen Quellen erzeugten Strom. Betrachtet man das Potential der jeweiligen regenerativen Energien, dann ist das Potential der Wasserkraft am weitesten ausgeschöpft. Hier weisen die anderen Energien wie Windkraft, Photovoltaik etc. zum Teil ein Vielfaches des Wasserkraftpotentials auf (siehe hierzu auch das Grünbuch der Europäischen Union zu den regenerativen Energien von 1996).

Allerdings geht Bundesverband Erneuerbare Energien (BEE) noch von einem - zumindest technisch erschließbaren - Potential von insgesamt 37 TWh aus. Wenn auch dieser Wert für das technische Potential zum Teil in anderen Quellen geteilt wird, so wird jedoch nicht von einer wirtschaftlichen Möglichkeit zur Erschließung ausgegangen.

⁷ Zu unterscheiden sind verschiedene Potentialbegriffe: Das *theoretische* Potential bezeichnet das „physikalische Angebot“ innerhalb einer gegebenen Region, während sich das *technische* Potential auf die Wasservorkommen einschränkt, die mit heute zur Verfügung stehender Technik nutzbar sind. Das *wirtschaftliche* Potential schließlich umfaßt diejenigen Erzeugungsmengen, die angesichts ihrer Produktionskosten mit anderen Energieerzeugungsformen konkurrenzfähig sind. Hierbei ist allerdings noch zwischen betriebs- und volkswirtschaftlicher Betrachtung zu unterscheiden, wie sie auch später im Gutachten aufeinander aufbauend dargestellt werden.

6 Betriebswirtschaftliche Bewertung kleiner Wasserkraftwerke

Nach der Darstellung einiger Grundlagen für die Bewertung der kleinen Wasserkraftanlagen soll nun die ökonomische Bewertung erfolgen. Hierzu wird in diesem Kapitel zunächst auf die betriebswirtschaftliche Ebene eingegangen. Anschließend soll dann auf die volkswirtschaftliche Ebene übergegangen werden, auf der auch die über den einzelnen Betrieb hinausgehenden Wirkungen – sowohl positiver als auch negativer Art – zu berücksichtigen sind.

Die betriebswirtschaftliche Analyse betrachtet die mit einer Investition zusammenhängenden Kosten- und Erlösströme aus der Sicht des Unternehmens. Die Übertragung des einzelwirtschaftlichen Kalküls auf eine allgemeine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung spezifischer Investitionen in einzelnen Sektoren ist nur sehr eingeschränkt möglich: Was aus volkswirtschaftlicher Sicht als die bessere Alternative erscheint, muß noch lange nicht mit dem individuellen Kalkül des Unternehmers übereinstimmen, der vor der Entscheidung steht, zu investieren oder nicht. Entsprechendes gilt umgekehrt.

Für jedes Projekt sollte ein vollständiger Finanzierungsplan erstellt werden, der sämtliche Einnahme- und Auszahlungsströme von den Planungs- und Baukosten über die laufenden Kosten bis hin zu den Entsorgungskosten umfaßt. Das aber kann aufgrund der starken Abhängigkeit regenerativer Energiegewinnung von den geographischen Gegebenheiten nur individuell für jedes Projekt erfolgen. Zudem stellt sich die bei kleinen Wasserkraftanlagen u.a. die Frage nach dem eigentlichen Motiv der Investoren: Häufig betreiben kleine Gewerbetreibende Wasserkraftanlagen, die einerseits den erzeugten Strom im eigenen Betrieb nutzen. Außerdem wird die Investition in eine Wasserkraftanlage zum Teil auch als Investition in die eigene Altersvorsorge angesehen. Weiterhin gibt es Investoren, die über eine Investitionsgesellschaft Aufbau und Unterhalt einer Wasserkraftanlage finanzieren und den typischen Investitionsverlauf nutzen, um in Zeiten ihrer stärksten Steuerzahlungen diese Kosten geltend machen zu können und die Einnahmen auf einen späteren Zeitpunkt zu verschieben. Damit aber gleicht die Investition in eine Wasserkraftanlage weniger einer gewerblichen Investition als vielmehr einer Renten- oder Lebensversicherung, müßte also mit diesen Anlageformen verglichen werden.

6.1 Bestimmungsfaktoren für die Wirtschaftlichkeit kleiner Wasserkraftanlagen

Investitionen in Wasserkraftanlagen zeichnen sich durch einen sehr langen und stetigen Verlauf aus. Auf eine große Auszahlung in den Bau- oder Renovierungs- bzw. Erneuerungsperioden folgen je nach Finanzierungsmodalitäten kontinuierliche Zahlungen als Differenz aus Tilgungs- und Zinszahlungen. Ferner ist die Differenz zwischen laufenden Kosten und den Erlösen aus Stromeinspeisung bzw. den mit Abnahmepreisen bewerteten Stromeinsparungen aufgrund der Eigenerzeugung zu berücksichtigen. Am Ende der Zahlungsreihe kann entweder eine Einnahme für den Verkauf der Anlage oder eine Auszahlung für die umweltgerechte Entsorgung der Restanlage stehen.

Im folgenden sollen anhand von einigen Studien jeweils die zur Zeit angenommene Größenordnung für die Investitionskosten, die Kapitalkosten, Betriebskosten, Unternehmensgewinn

etc. aufgezeigt werden. Doch bevor auf die Kosten eingegangen wird, soll zunächst die Erlössituation dargestellt werden.

6.1.1 Erlöse

Die Erlöse aus dem Betrieb kleiner Wasserkraftanlagen können nach dem *Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (Stromeinspeisungsgesetz)* aus dem Jahre 1990, geändert per Gesetz vom 19.07.1994, festgelegt werden. In dem Gesetz wird die Abnahme und Vergütung von Strom, der ausschließlich aus Wasserkraft, Windkraft, Sonnenenergie, Deponiegas, Klärgas oder aus Produkten oder biologischen Rest- und Abfallstoffen der Land- und Forstwirtschaft gewonnen wird, durch die öffentliche Stromwirtschaft geregelt. Nach der Gesetzesänderung beträgt die Vergütung für die genannten Erzeuger mindestens 80 Prozent des Durchschnittserlöses je Kilowattstunde aus der Stromabgabe von Elektrizitätsversorgungsunternehmen an alle Letztverbraucher. Unter anderem für Wasserkraftanlagen über 500 kW gilt dies nur für den Teil des eingespeisten Stroms des jeweiligen Abrechnungsjahres, der dem Verhältnis von 500 kW zur Leistung der Anlage in Kilowatt entspricht. Der Preis für den darüber hinaus erzeugten Strom beträgt mindestens 65 Prozent des Durchschnittserlöses.

Grundsätzlich kann der in den kleinen Wasserkraftanlagen erzeugte Strom auf dreierlei Weise verwendet werden:

1. Vollständige Einspeisung in das Verbundnetz der EVU, d.h. Ansatz mit Abnahmepreis nach Einspeisungsgesetz.
2. Vollständiger Eigenverbrauch, d.h. Ansatz des Endverbrauchertarifs.
3. Teilweise Einspeisung, d.h. gemischter Ansatz aus Einspeisevergütung und Endabnehmerpreis.

Die teilweise Einspeisung dürfte der häufigste Fall für die Verwendung des in kleinen Wasserkraftanlagen erzeugten Stroms sein. Die Studie des Deutschen Instituts für Wirtschaftsforschung (DIW) und des Fraunhofer-Instituts für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI) von 1987 geht davon aus, daß sich ein Großteil der privat betriebenen Wasserkraftwerke in gewerblicher Hand befindet. Es liegt daher nahe, als übliche Betriebsweise anzunehmen, daß während der Arbeitszeit (werktags) der erzeugte Strom im eigenen Unternehmen verbraucht wird, hingegen am Wochenende eine Einspeisung in das öffentliche Netz erfolgt.

Zur Ermittlung der erwarteten Erlöse wird anhand von Niederschlagstabellen und Arbeitsleistung der Turbine die jährliche Laufzeit geschätzt. Die Jahresarbeit in kWh wird dann entsprechend der oben beschriebenen Verwendungsart (Eigenverbrauch oder Einspeisung) entsprechend mit der Vergütung je kWh multipliziert. Die Vergütung für Strom aus kleinen Wasserkraftanlagen unter 500 kW Leistung lagen

- 1992 bei 13,78 Pf/kWh
 - 1993 bei 13,81 Pf/kWh
 - 1994 bei 14,11 Pf/kWh,
- ab 1. August 1994 gelten dann 80 Prozent, d.h.
- 1994 bei 15,05 Pf/kWh

- 1995 bei 15,36 Pf/kWh
- 1996 bei 15,30 Pf/kWh

6.1.2 Ansätze für Investitionskosten

Im folgenden werden die in verschiedenen Quellen genannten Investitionskosten pro kW Leistung, differenziert nach Leistungsklasse und Investitionsform (Neubau, Modernisierung, Neue Maschinen) wiedergegeben.

Tabelle 6: Investitionskosten je kW-Leistung, verschiedene Quellen

Quelle		Investitionskosten (DM/kW)		
		Neubau	Modernisierung	Neue Maschinen
Giesecke (1990)	< 100 kW	10.000	4.000	1.500
	100 kW – 1 MW	7.000	4.000	1.500
	>10 Mw	5.000	4.000	1.500
DBU (1994)		ab 6.000	2.500-6.000	2.500-3.500
BINE (1995)*		15.000-25.000	11.000-19.000	4.000-7.000
Bundesministerium für Wirtschaft (1994)		8.000-9.000**	3.000-8.000	1.000-4.000

Quelle: eigene Zusammenstellung

* Angaben lt. Bundesverband Deutscher Wasserkraftwerke

** Bei kleinen Wasserkraftanlagen können die Kosten durchaus noch höher liegen, bei Neubau zwischen 10.000 und 16.000 Mark.

Tabelle 7: Investitionskosten je kW-Leistung nach Bundesverband Erneuerbare Energien (BEE)

Anlagengröße (in kW)	Regelkosten (in DM)	oberer Wert - unterer Wert (in DM)
Neubau		
0 – 100	25.000	35.000 - 17.000
100 – 500	18.000	25.000 - 15.000
500 – 5.000	15.000	20.000 - 13.000
Reaktivierungen		
0 – 100	19.000	26.000 - 13.000
100 – 500	14.000	19.000 - 11.000
500 – 5.000	11.000	15.000 - 10.000
Modernisierungen		
0 – 100	7.000	10.000 - 5.000
100 – 500	5.000	7.000 - 4.000
500 – 5.000	4.000	6.000 - 4.000

Quelle: BEE (1996)

Wie zu sehen ist, sind die Investitionskosten nach Angaben des BEE deutlich höher als die anderen Kostensätze, die in den Tabellen oben genannt wurden. Dies macht sich insbesondere bei den kleinen Wasserkraftanlagen bemerkbar. Die vom BEE angegebenen Spannwei-

te der Investitionskosten je kW Leistung liegen noch über den Werten von BINE (1995). Wie anhand von Beispielrechnungen zu sehen sein wird, haben diese hohen Investitionskosten, wie sie der BEE angibt, deutliche Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlagen – und sind damit auch eine Grundlage für die Forderung nach finanzieller Unterstützung.

6.1.3 Ansätze für Betriebskosten

Die laufenden oder Betriebskosten von Wasserkraftanlagen werden in der Regel in Prozent der Investitionskosten für die Gesamtanlage oder der einzelnen Investitionsgruppen angegeben. Die prozentuale Angabe der Betriebskosten für die baulichen Anlagenteile, Maschinensätze und elektrische Anlagen ermöglicht einen Vergleich dieser Ansätze mit anderen Studien, die eine Aufteilung in Austausch, Überholung und Neubau getroffen haben.

Der vom Bundeswirtschaftsministerium (BMWi) veranstaltete Gesprächszirkel (1994) beziffert die Betriebskosten pauschal auf 3 – 5 Prozent der Baukosten. Giesecke (1990) geht von einem Prozent der Investitionskosten bei einprozentiger Teuerungsrate aus. Detaillierter werden die Betriebskosten in der DIW/ISI-Studie von 1987 aufgeschlüsselt: Danach belaufen sich die Betriebskosten auf ca. 1 - 1,5 Prozent der Anlagenkosten. Sie lassen sich aufgliedern nach

- 10.000 DM Personalkosten pro Jahr bei Anlagen unter 600 kW,
- 1% der maschinellen Ausrüstung,
- 0,5% der baulichen Investitionen und
- 1,5% der Investitionen für die elektrischen Anlagen.

Giesecke und Förster nehmen die laufenden Kosten mit 3-6 Prozent der Investitionskosten für die Maschinen, 0,4-0,6% der Investitionskosten für die baulichen Anlagen und 1,2 - 1,6 Prozent der Investitionen für die elektrischen Anlagenteile an. In der DBU-Kalkulation werden die Betriebskosten mit 1 Prozent der gesamten Investitionskosten mit einprozentiger jährlicher Teuerung angesetzt.

Der Bundesverband Erneuerbare Energie (BEE) gibt für die laufenden Betriebs- und Instandhaltungskosten einen Kostenanteil von 4 Prozent an den Investitionskosten (Neubau) an. Sie setzen sich aus den Personalkosten, den Sachkosten (z. B. Schmiermittel etc.), den Unterhaltungskosten (differenziert nach Kosten für Bauteile und elektrische Teile) und den sonstigen Kosten (z. B. Versicherungen, EVU-Gebühren, Rechengutbeseitigung etc.) zusammen. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Anmerkung des BEE, daß noch nicht absehbar sei, wie sich die Aggressivität des Wassers (saurer Regen) speziell auf die Betonteile auswirkt und zu welchen zusätzlichen Kosten dies in Zukunft führen wird.

6.1.4 Abschreibungen

Durch Abschreibungen soll der Wertverzehr durch die Abnutzung von Anlagen ausgeglichen werden. Soll nach der Laufzeit der Abschreibung das Werk wieder erneuert werden, dann ist entsprechend von Wiederbeschaffungskosten auszugehen. Der BEE weist darauf hin, daß für die Wiederbeschaffung einer Anlage erfahrungsgemäß ein höherer Betrag durch die zwischenzeitlich eingetretenen Preissteigerungen erforderlich sei. Daher sei die Behauptung völlig unzutreffend, daß Wasserkraftanlagen nach längerem Bestehen die Kilowattstunde für

nur wenige Pfennige produzieren können. Vor diesem Hintergrund fordert der BEE eine Bewilligungsfrist für die Wasserrechte von mindestens 60 Jahren.

6.1.5 Kalkulationszinsfuß

Der gewählte Kalkulationszinsfuß hat auf das Bewertungsergebnis einen starken Einfluß. Aufgrund der langen Amortisationszeit bei kleinen Wasserkraftanlagen sind im Grunde dynamische Bewertungsverfahren wie der Kapitalwertmethode zu verwenden. Denn je länger der Zeitraum, über den eine Investition betrachtet werden muß, desto unbedeutender werden in der fernen Zukunft liegende Zahlungen für den Betrachtungszeitpunkt. Gleichzeitig können selbst geringste Änderungen in der Wahl des Kalkulationszinsfußes das Ergebnis vollständig verändern. Die Kapitalwertmethode vergleicht eine Investition mit Ein- und Auszahlungen über einen längeren Zeitraum mit einer implizit unterstellten Alternativinvestition. Für gewöhnlich wird eine Investition mit einer Anlage in eine langfristige, sichere Kapitalmarktanleihe verglichen. Für einen Unternehmer bietet sich auch an, die Verzinsung des sonstigen in seinem Unternehmen befindlichen Kapitals zugrunde zu legen.

6.1.6 Auswirkungen von Restwassermengen

Ein weiterer wesentlicher Bestimmungsfaktor der Wirtschaftlichkeit kleiner Wasserkraftanlagen sind diejenigen Kosten, die auf die Erfüllung von Anforderungen des Gewässerschutzes zurückzuführen sind. Nach Ansicht vieler Befürworter der Wasserkraftnutzung werden durch diese Anforderungen den Betreibern Kosten auferlegt, die einen wirtschaftlichen Betrieb oft nicht mehr ermöglichen würden. Zu diesen Kosten gehören zum einen die zusätzlichen Aufwendungen für Ersatzmaßnahmen, Umsiedelung von Biotopen, Fischaufstiegstreppen etc. Zum anderen gehören dazu die Erzeugungsverluste durch Restwasserauflagen, auf die hier näher eingegangen werden soll. Nach dem Stand der Literatur besteht zur Zeit in Deutschland kein einheitliches Verfahren zur Bestimmung der Restwassermenge. In Tabelle 8 unten wird ein Überblick über einige Mindestwasserregelungen aus der Schweiz, Österreich und Deutschland gegeben. Im Anschluß sollen ferner die ökonomischen Aspekte von Mindestwasserregelungen an zwei Beispielen aufgezeigt werden.

1. Der bayrische Vorschlag „Vorläufige Arbeitsanleitung zur Abschätzung von Mindestabflüssen in wasserkraftbedingten Ausleitungsstrecken“

Vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (BSFU) wurde im Sommer 1996 eine „Vorläufige Arbeitsanleitung zur Abschätzung von Mindestwasserabflüssen in wasserkraftbedingten Ausleitungsstrecken“ herausgegeben. Ziel der Arbeitsanleitung ist, eine Grobabschätzung der Auswirkungen zu ermöglichen, die durch die Festsetzung von Pflichtwasserabgaben in Höhe des aus gewässerökologischer Sicht erforderlichen Mindestabflusses resultieren. Die Anleitung beschränkt sich auf Anlagen bis 500 kW Ausbauleistung, die rd. 95 Prozent aller bestehenden Anlagen in Bayern ausmachen. Abgeschätzt werden soll letztlich die Höhe des Abflusses (Q_{EN}), bei dem der Betrieb der Anlage unwirtschaftlich werden könnte.

Tabelle 8: Auswirkungen vorgeschlagener Mindestwasserregelungen auf die Stromproduktion am Beispiel eines Kleinkraftwerkes (340 kW) an einem Mittelgebirgsfluß (MQ = 7,7 m³/s, MNQ = 2,2 m³/s)

Mindestwasserregelung	Mindestwasserabfluß (m ³ /s)	Verringerung des nutzbaren Abflusses (%)	Stillstandstage (d/a)
Schweiz			
Gewässerschutzgebiet 1. Stufe	0,84	10	4
Schätzung 2. Stufe	1,2 – 2,2	14 – 29	7 – 44
Österreich			
Kärnten	0,91	10	4
Niederösterreich	0,91 – 2,16	10 – 28	4 – 41
Vorarlberg	0,77 – 3,67	9 – 48	3 – 120
Deutschland			
Baden-Württemberg	0,71 – 1,1	9 – 13	3 – 5
Nordrhein-Westfalen	1,1 – 3,2	13 – 46	5 – 95
Rheinland-Pfalz	0,4 – 1,1	4 – 13	0 – 5

Quelle: DVWK (1996d: 62)

Ausgangspunkt der Berechnung ist der Jahresertrag E , der den Einnahmen aus dem Verkauf der elektrischen Energie entspricht. Dafür wird zugrundegelegt, daß je kW Ausbauleistung 8.760 kWh erzeugt werden können, wenn der Werkausbaugrad $w_a = 1$ ist. Ferner wird davon ausgegangen, daß der Ausbauzufluß an 365 Tagen im Jahr mit 24 Stunden pro Tag zur Verfügung steht. Dieser Wert erscheint angesichts der z. B. von Grawe und Wagner genannten jährlichen Auslastung als sehr hoch. Verringert sich dieser Wert, dann verringert sich auch die abzuschätzende Restwassermenge. In der Praxis dürfte die Abschätzung anhand dieser Formel daher zu geringeren Restwassermengen führen als in den Beispielen, die der vorläufigen Arbeitsanleitung im Anhang beigegeben sind.

Der Ertrag von 1.300 DM pro kW und Jahr, der sich bei einem Erlös von rd. 15 Pfennig/kWh nach dem Stromeinspeisungsgesetz für kleine Wasserkraftanlagen ergibt, wird im nächsten Schritt durch Multiplikation mit dem jeweils anlagenspezifischen Werkausbaugrad für die einzelne Anlage ermittelt. Von diesem anlagenspezifischen Ertrag werden dann zum einen die Bewirtschaftungskosten BK, die sich aus den jährlichen Kapitalkosten und den laufenden Kosten zusammensetzen, und zum anderen ein Unternehmergewinn, der abhängig vom Ertrag und der Ausbauleistung der Anlage ermittelt wird, abgezogen. Ergebnis ist der mit der Anlage erwirtschaftete Überschuß. Der ökonomische Schwellenwert ergibt sich dann aus der folgenden Formel:

$$Q_{EN} = \text{vorh} \cdot Q_{Pfl} + \frac{\ddot{U}}{E} * MQ_n$$

mit Q_{Pfl} = vorherige Pflichtwasserabgabe und
 MQ_n = derzeitigem mittlerem nutzbaren Kraftwerkszufluß.
 \ddot{U} = Ertragsüberschuß
 E = Jahresertrag

Der Schwellenwert Q_{EN} stellt diejenige Größe dar, bei der der Überschuß aus der Anlage gegen Null geht oder negativ wird. Ab dieser Größe kann der Unternehmer nicht mehr seine Kosten decken, d.h. es muß zumindest auf einen Teil seines Unternehmergewinn verzichtet werden.

Vorschlag der Restwassermenge

Für den Vorschlag der Restwassermenge sind der gewässerökologische Mindestabfluß $Q_{GÖ}$ und der ökonomische Schwellenwert Q_{EN} die maßgebenden Eckdaten. Dabei spielen aber die ermittelten Größen nur dann eine Rolle, wenn es sich um eine ökologisch besonders wertvolle Strecke handelt (Die Kriterien zur Bestimmung derartiger Strecken sind im Kasten auf Seite 50 aufgeführt). Bei allen anderen Strecken hat der Schwellenwert Q_{EN} und damit die Wirtschaftlichkeit der Anlage Vorrang. Liegt der ökonomische über dem ökologischen Schwellenwert, dann wird das Restwasser entsprechend dem ökologischen Schwellenwert festgelegt. Liegt der ökonomische Schwellenwert aber unter dem ökologischen, dann wird bis auf die genannte Ausnahme „ökologisch besonders wertvoller Gewässerstrecke“ der Schwellenwert Q_{EN} als Restwasservorschlag herangezogen. Dies kann zu sehr viel kleineren Restwassermengen führen als sie aus ökologischer Sicht festgelegt wurden. Ist der ökonomische Schwellenwert sogar sehr viel kleiner als der ökologische, dann wird im Grunde für eine Festlegung der Restwassermenge von Null plädiert – die Ausleitungsstrecke würde somit trockenfallen.

Darüber hinaus wurde in der Arbeitsanleitung festgelegt, daß bei Anlagen von weniger als 25 kW Ausbauleistung auf eine Festlegung von Restwassermengen verzichtet werden könne. Nur in Zweifelsfällen soll eine vertiefte ökonomisch-ökologische Untersuchung angestellt werden. Vor allem diese Regelung hat sehr starke Kritik hervorgerufen.

Kriterien für ökologisch besonders wertvolle Gewässerstrecken

- Lage im Naturschutzgebiet
- besonderes Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten, die z. B. im Rahmen der Artenschutzkartierungen erfaßt sind; als Leitgruppen dienen
 - Fische
 - Krebse
 - Libellen
 - Muscheln.
- im Arten- und Biotopschutzprogramm (ABSP) als schutzwürdig und / oder wegen einer außergewöhnlichen Biotopentwicklung gesondert dargestellt,
- im Landschaftspflegekonzept (LPK) als besonders schutz- und pflegebedürftig dargestellt oder
- in der Landschaftsplanung (Landschaftsrahmenplan, Landschaftsplan der Gemeinden) zum Schutz bzw. zur Renaturierung vorgesehen.

So wie die Anleitung angelegt ist, gibt sie den Anforderungen der ökonomischen Nutzung den Vorrang. Bevor denn auch der gewässerökologische Mindestabfluß $Q_{GÖ}$ ermittelt werden soll, sollen zunächst der ökonomische Schwellenwert ermittelt und eine Stellungnahme der

Naturschutzbehörde gemäß den genannten Kriterien (siehe Kasten) eingeholt werden. Liegt keine „besondere“ ökologische Gewässerstrecke vor, dann wird der Restwasserabfluß gemäß dem ökonomischen Schwellenwert festgelegt bzw. auch auf Null gesetzt.

Das weitgehende Primat des ökonomischen Schwellenwertes bei der Bestimmung der Restwassermenge ist vor allem auf das Ergebnis einer Auswertung der Daten bayrischer Kleinwasserkraftanlagen zurückzuführen: Danach wäre etwa die Hälfte der Anlagen unter 500 kW (dies sind 95 Prozent der bayrischen Anlagen) mit befristeter oder widerruflicher Gestattung durch Restwasserforderungen wirtschaftlich gefährdet. Betroffen wären vor allem Klein- und Kleinstanlagen, deren Stromerzeugung der Deckung des Eigenbedarfs dient (vgl. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen 1996: 19).

2. Die Ausführungen von DVWK und LAWA „Gesichtspunkte zum Abfluß in Ausleitungsstrecken kleiner Wasserkraftanlagen“

Nach Ansicht der Autoren der Publikation „Gesichtspunkte zum Abfluß in Ausleitungsstrecken kleiner Wasserkraftanlagen“ (DVWK 1996d) ist die Ermittlung der jährlichen Erzeugungsverluste und Bewertung der nicht erzeugten elektrischen Energie die Grundlage für die finanzielle Bewertung der Erzeugungsverluste durch Mindestwasserauflagen.

Der jährliche Erzeugungsverlust ΔA_t kann überschlägig nach der folgenden Formel bestimmt werden (DVWK 1996: 7):

$$\Delta A_{HR} = 9,81 * \eta_{ges} * Q_{min} * H * 24 * n = [\text{kWh/a}], \text{ wobei}$$

9,81	die Wichte von Wasser,
η_{ges}	der Gesamtwirkungsgrad der Anlage,
Q_{min}	der geforderte Mindestwasserabfluß und
H	Fallhöhe
n	die Anzahl der Tage pro Jahr, an denen der Abfluß die Summe aus Mindestwasserabfluß und Ausbaudurchfluß des Wasserkraftwerkes unterschreitet. An den übrigen Tagen fließt ohnehin ein größerer Abfluß im Fluß. Dieser Wert n liegt bei Laufkraftwerken ca. zwischen 315 (neue Anlage mit hohem Ausbaugrad) und 165 Tagen im Jahr (ältere Anlage mit niedrigerem Ausbaugrad).
24	Stunden pro Tag

Der Faktor $9,81 * \eta_{ges}$ kann nach Angaben der Autoren im Mittel mit 7,5 angesetzt werden. Dies würde einem Gesamtwirkungsgrad von 0,76 entsprechen.

Auf dieser Grundlage lassen sich für eine standardisierte Mindestwasserabgabe von 1 m³/s bei einer Fallhöhe von 1 m, mit der sich eine Leistung von $7,5 * 1 * 1 = 7,5$ kW erzeugen ließe, folgende jährliche Erzeugungsverluste ermitteln.

- $\Delta A_{HR,u} = 7,5 * 1,0 * 1,0 * 24 * 165 = 29.700 \text{ kWh/a}$
(standardisierter unterer Grenzwert, niedriger Ausbaugrad, n = 165 Tage/a)

- $\Delta A_{HR,o} = 7,5 * 1,0 * 1,0 * 24 * 315 = 56.700 \text{ kWh/a}$
(standardisierter oberer Grenzwert, hoher Ausbaugrad, n = 315 Tage/a)

Abweichend von diesem vereinfachten Ansatz könnten aber, so die Autoren, Betreiber Verluste entstehen, die erst durch eine differenzierte Betrachtung erkennbar werden. Der Grund hierfür liegt darin, daß die technische Ausstattung einer Wasserkraftanlage eng verknüpft ist mit den hydrologischen und betriebswirtschaftlichen Randbedingungen. So könnten aufgrund der turbinenabhängigen Mindestbeaufschlagung durch Mindestwasserauflagen zusätzliche Stillstandstage und wirkungsgradbedingte Leistungsminderungen auftreten. In diesem Zu-

sammenhang sind z. B. Trockenjahre zu beachten und nicht nur über viele Jahre ermittelte Dauerlinien zu verwenden.

Anhand eines in der Publikation angeführten Beispiels sollen nun die Auswirkungen von Mindestwasserauflagen für das bestehende Kraftwerk Buchenmühle am Kocher aus Sicht des privaten Betreibers dargestellt werden. Das Kraftwerk wurde in den Jahren 1922 bis 1924 mit einem Ausbaudurchfluß von 12 m³/s als Ausleitungskraftwerk errichtet. Bei einer nutzbaren Fallhöhe von 6,4 m wurden mit zwei alten Francisturbinen mit einer Leistung von 540 kW jährlich 2,8 GWh Strom erzeugt.

Durch die bestehende Wehranlage wird die Durchgängigkeit für Fische und Kleinlebewesen – wie an anderen Stellen der Kocher auch - unterbrochen. Die Ausleitungsstrecke von rd. 1,1 km ist seit Jahren durch eine freiwillige Wasserabgabe am Wehr von 100 bis 150 l/s ständig durchflossen. Dieser Abfluß wird an 145 Tagen im Regeljahr überschritten, da dann die Wasserführung der Kochers den Ausbaudurchfluß von 12 m³/s des Kraftwerks überschreitet. Die Verleihung der Wasserrechte war auf 70 Jahre befristet und lief 1994 aus. Für die Bewilligung der weiteren Nutzung und den Antrag auf den Ersatz der bestehenden Turbine durch eine Kaplan-Rohrturbine kam es nach Abstimmung mit den Vertretern der Genehmigungsbehörden zu folgender Übereinstimmung:

1. Die ökologischen Verhältnisse sollen durch die Wiederherstellung der Durchgängigkeit des Gewässers – mit Hilfe eines Umgehungsgerinnes von rd. 100 m Länge – und einem ausreichenden Mindestwasserabfluß verbessert werden.
2. Es soll eine verbesserte Nutzung der Wasserkraft – vor allem durch den Einbau einer modernen Turbine – ermöglicht werden.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Geht man für die Anlage von einem aus dieser Übereinstimmung resultierenden Mindestabfluß von 620 l/s im Mittel aus, dann beträgt der jährliche Erzeugungsverlust für die Anlage rd.

$$8 * 0,62 * 6,4 * 225 \text{ Tage} * 24 \text{ Stunden} = 170.000 \text{ kWh.}$$

Bei einem von den Autoren angenommenen Erlös für Strom aus Kleinwasserkraftanlagen von rd. 14 Pfennig ergibt sich hieraus ein jährlicher Verlust von

$$170.000 * 0,14 = 23.800 \text{ DM}$$

Der Barwert der Erzeugungsverluste über 50 Jahre (Dauer der neuen Wasserrechte) bei einem Zinsfaktor von 7% und einem Rentenbarwertfaktor von 13,8	330.000
Investitionskosten für Umgehungsgerinne (inkl. Betrieb und Unterhaltung)	550.000
Kosten für das ökologisches Untersuchungsprogramm	70.000
überschlägige Summe der betriebswirtschaftlichen Verluste durch ökologische Auflagen	950.000

Der Verlust konnte zum Teil durch eine Erhöhung des Ausbauwasserabflusses ausgeglichen werden. Hierdurch erhöhte sich die Menge an produziertem Strom um rd. 300.000 kWh. Dies entspricht jährlichen Einnahmen von 42.000 DM oder einem Barwert von 580.000 DM. Daß sich ein Nettoverlust ergibt, ist in diesem Fall also nicht auf die erhöhte Mindestwassermenge zurückzuführen. Denn die dadurch entstehenden Einnahmeverluste konnten durch die Erhöhung des Ausbauwasserabflusses sogar überkompensiert werden. Dies gilt aber nicht für einen Großteil der Investitionskosten in Umgehungsgerinne und ökologische Untersuchung.

Die Rechnung weist zwar einen Verlust für den Betreiber auf, allerdings nur bei Gegenüberstellung einerseits der verminderten Erträge aufgrund der erhöhten Mindestwasserabgabe und den Investitionskosten für das Umgehungsgerinne und andererseits der höheren Stromerzeugung aufgrund der Erhöhung des Ausbauwasserabflusses um 2 m³/s. Über die Wirtschaftlichkeit der gesamten Anlage, für die von einer zukünftigen jährlichen Erzeugung von 3,6 GWh ausgegangen wird, ist damit aber noch nichts gesagt. Da hierzu in dem Beispiel keine weiteren Angaben gemacht werden, kann dies nicht näher betrachtet werden. Immerhin ist aber davon auszugehen, daß sich der Betrieb für den Anlagenbetreiber auch unter den neuen Bedingungen, die mit Vergabe der neuen Nutzungsrechte festgelegt wurden, rentiert. Ansonsten wären die Investitionen in eine neue Turbine wohl nicht getätigt worden.

Die Gesellschaft hat durch mit Festlegung der Mindestwassermenge auf ein Vermeidungspotential von 100 t verzichtet, wenn hier mit dem Faktor 0,57 gCO₂/kWh gerechnet wird (vgl. Kapitel 5). Bewertet man diese mit heute genannten Vermeidungskostensätzen für Kohlendioxid-Emissionen, die im weiteren Verlauf des Gutachtens noch erläutert werden, ergibt sich daraus ein Verzicht auf positive externe Effekte in Höhe von 5.000 bis 15.000 DM pro Jahr.

Einschätzung der Auswirkungen von Mindestwasser

Das Beispiel für die Kocher zeigt, in welcher Höhe Verluste aufgrund der ökologischen Anforderungen dem Betreiber einerseits und der Gesellschaft durch nun entstehende Emissionen aufgrund der Stromerzeugung andererseits in einem kalorischen Kraftwerk entstehen. Allerdings werden diese Emissionen im Beispiel nicht ökonomisch bewertet, so daß keine Aussagen darüber erfolgen, welche anderen Einsparungsmöglichkeiten für Kohlendioxid-Emissionen – nicht nur aus der Stromerzeugung - noch bestehen und mit welchen Kosten diese für die Gesellschaft verbunden sind. Weiterhin fehlt eine Bewertung der positiven Auswirkungen in einem Maßstab, der sie mit den Kosten (Verzicht auf kohlendioxid-freie Stromerzeugung) vergleichbar macht. So schreiben die Autoren denn auch, daß eine ökonomische Bewertung wünschenswert wäre, aber: „Die monetäre Bewertung der externen Kosten, die ja auch die gewässerökologische Beeinträchtigung beinhalten, ist zum momentanen Zeitpunkt und auch in nächster Zukunft nicht erfaßbar, da hier die Zahlen erheblichen Schwankungen unterliegen“ (DVWK 1996: 20).

Zu den Möglichkeiten, zumindest ansatzweise die ökologischen Kosten zu erfassen, werden im weiteren Verlauf des Gutachtens Ausführungen gemacht. Die Ausführungen zu den Mindestwassermengen zeigen im Grunde, wie wichtig die Kenntnis der externen Kosten der

Wasserkraftnutzung für eine rationale Entscheidung ist. Denn ohne Bewertung der positiven Effekte, d.h. der Erhaltung der Fließgewässer nach entsprechenden ökologischen Kriterien, entsteht der Eindruck, Mindestwassermengen und Umgehungsgerinne würden lediglich Kosten nach sich ziehen. Besonders deutlich zeigt sich dies an der Regelung in Bayern, die eindeutig der betriebswirtschaftlichen Rentabilität den Vorzug gibt, da für die meisten Gewässer bei dieser Regelung Restwassermengen allein nach dem ökonomischen Schwellenwert festgelegt werden dürften. Ökologische Mindestanforderungen als Bestimmungsgröße für alle Gewässer wie z. B. Mindestwassermengen, die sich an ökologischen Parametern orientieren und über Gesetze wie das Bundesnaturschutzgesetz mit dem Ziel der Erhaltung des Naturhaushaltes begründen ließen, werden hier von Beginn an ausgeschlossen.

6.2 Beispiele für die Berechnung der Wirtschaftlichkeit

Der Bundesverband Erneuerbare Energien (BEE) (1996) stellt Beispielrechnungen für Wasserkraftanlagen unterschieden nach Neubau, Reaktivierung und Modernisierung an. Ihnen liegt jeweils eine Bewilligungsdauer von 60 Jahren zugrunde.

Beispiel 1: Neubau einer Wasserkraftanlage 100 kW / günstige Lage

Eckdaten	Leistung: 100 kW (pro kW 18.000,- DM) Jahresarbeit: rd. 650.000 kWh Gesamtkosten: 1.800.000,- DM
Abschreibung Kalkulatorische Abschreibung (linear) im 1. Jahr. 1.800.000 DM: 60 Jahre	30.000,-
Kapitalkosten 1.800.000 * 8 Prozent	145.000,-
Betriebs- und sonstige Kosten (4 Prozent aus den Investitionskosten) 1.800.000 * 4%	72.000,-
Wagnis (1,5 Prozent der Investitionskosten) 1.800.000 * 1,5%	27.000,-
Summe	274.000,-
Durchschnittliche Stromproduktionskosten pro kWh erzeugter elektrischer Arbeit 274.000 : 650.000 kWh = 0,4215 DM/kWh	

Beispiel 2: Reaktivierung einer Wasserkraftanlage 100 kW / günstige Lage

Eckdaten	Leistung: 100 kW (pro kW 13.000,- DM) Jahresarbeit: rd. 650.000 kWh Gesamtkosten 1.300.000,- DM
Abschreibung 1.300.000 : 60	22.000,-
Kapitalkosten 1.300.000 * 0,08 (8 Prozent)	104.000,-
Betriebs- und sonstige Kosten 1.800.000 * 0,04	72.000,-
Wagnis 1.300.000 * 0,015	19.000,-
Summe	217.000,-

Durchschnittliche Stromproduktionskosten pro kWh erzeugter elektrischer Arbeit 217.000 : 650.000 kWh = 0,3338 DM/kWh
--

Beispiel 3: Modernisierung einer Wasserkraftanlage 100 kW / günstige Lage

Eckdaten	Leistung: 100 kW (pro kW 6.000,- DM) Jahresarbeit: rd. 650.000 kWh Gesamtkosten: 600.000,- DM
Abschreibung 600.000 DM: 60 Jahre	10.000,-
Kapitalkosten 600.000 * 0,08 (8 Prozent)	48.000,-
Betriebs- und sonstige Kosten 600.000 * 0,04	72.000,-
Wagnis 600.000 * 0,015	9.000
Summe	139.900,-
Durchschnittliche Stromproduktionskosten pro kWh erzeugter elektrischer Arbeit 274.00 : 650.000 kWh = 0,2100 DM/kWh	

Der BEE zieht aus diesen Beispielrechnungen folgende Schlußfolgerungen: Die Berechnungen würden zeigen, daß bei richtiger betriebswirtschaftlicher Kalkulation die derzeitigen Preisvergütungen des Stromeinspeisungsgesetzes weder bei Altanlagen noch bei Neubauten auskömmlich seien. Daher sei es unbedingt erforderlich, die im Zusammenhang mit dem Stromeinspeisungsgesetz zugesagten Fördermittel für Investitionen zu gewähren und die Mindestvergütung für Anlagen bis 5.000 kW auf 95% des Letztverbrauchererlöses anzuheben. Darüber hinaus sei es erforderlich, die Bewilligungsdauer von derzeit 30 Jahren auf mindestens 60 Jahre zu verlängern, da sonst die Abschreibungen nicht erwirtschaftet werden könnten. Schließlich wird es als erforderlich angesehen, die Wasserkraft von sonstigen Behinderungen (z. B. überhöhte Restwassermengen) und Kostenbelastungen (z. B. hohe Genehmigungsgebühren) zu entlasten. Erst dann könne es zu einer Renaissance dieser „sauberen“ Energieform kommen.

6.3 Fazit aus der betriebswirtschaftlichen Betrachtung

Die Ausführungen in diesem Kapitel zeigen, daß vor allem bei kleinen Wasserkraftanlagen bis 100 kW Leistung unter den heutigen Rahmenbedingungen in vielen Fällen kaum wirtschaftlich Strom zu erzeugen ist. Dies gilt vor allem für den Neubau von Anlagen. Die Beispielrechnung 1 des BEE kommt zu dem Ergebnis, daß bei Neubau einer Anlage mit der Leistung von 100 kW selbst in günstiger Lage und bei Vergabe der Wasserrechte über einen Zeitraum von 60 Jahren ein Selbstkostenpreis von über 0,4 DM/kWh gegeben ist. Zu berücksichtigen ist hierbei, daß die Anlage mit Investitionskosten von 18.000 DM pro kW deutlich am unteren Rand der vom BEE angegebenen Investitionskosten liegt. Würde eine ungünstigere Lage zu steigenden Investitionskosten führen – das Spektrum geht bei Anlagen bis 100 kW hoch bis auf 35.000 DM pro kW – dann dürfte hieraus noch einmal eine deutliche Erhöhung des Selbstkostenpreises resultieren. Außerdem werden die Wasserrechte heute in der Regel für 30 Jahre vergeben, der BEE fordert und rechnet aber mit mindestens 60 Jah-

ren. Führt man die Berechnung mit 30 Jahren durch, dann steigt der Selbstkostenpreis bei sonst gleichen Annahmen auf 0,47 DM/kWh.

In allen drei Fällen – Neubau, Reaktivierung und Modernisierung - liegen die Selbstkostenpreise über den Sätzen der Vergütung nach dem Stromeinspeisungsgesetz (vgl. Kapitel 6.1.1). Daraus resultiert auch die Forderung des BEE, die Vergütung bei Wasserkraftanlagen bis 5.000 kW auf 95 Prozent der Letztverbrauchererlöse anzuheben. Für Neuanlagen soll darüber hinaus noch ein Investitionszuschuß von 30 bis 50 Prozent gewährt werden. In einer weiteren Beispielrechnung hat der BEE für die in der dritten Beispielrechnung angenommene Anlage mit einem Investitionskostenzuschuß von 30 Prozent (= 200.000 DM) für die Modernisierung gerechnet. Bei ansonsten gleichen Daten kommt es dann zu einem Selbstkostenpreis von 0,18 DM/kWh. Geht man schließlich einmal von einem Investitionskostenzuschuß von 50 Prozent für die in Beispielrechnung 1 angeführte Wasserkraftanlagen, d.h. dem Investor werden 900.000 DM für den Bau dazugegeben, dann sinkt der Selbstkostenpreis auf 0,29 DM/kWh. Auch dieser Betrag liegt also noch deutlich über dem Vergütungssatz des Stromeinspeisungsgesetzes.

Allein aus betriebswirtschaftlicher Sicht muß insbesondere der Neubau von kleinen Wasserkraftanlagen, vor allem im Bereich bis 100 kW, als weitgehend unwirtschaftlich angesehen werden, wenn die Abschreibung zu Wiederanschaffungspreisen vorgenommen wird und der Betreiber der Anlage auch den als Wagnis bezeichneten Betrag erwirtschaften will. Die Forderung nicht nur des BEE nach öffentlicher Unterstützung, d.h. einer Veränderung der Rahmenbedingungen, bedarf allerdings einer Begründung. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist eine derartige Begründung dann gegeben, wenn von der Bereitstellung eines Gutes positive externe Effekte ausgehen, die aber demjenigen, der das Gut bereitstellt, nicht abgegolten werden. Ist diese Situation gegeben, dann kann es aufgrund fehlender Anreize dazu kommen, daß das entsprechende Gut in geringerem Umfang zur Verfügung gestellt wird als eigentlich aus ökonomischer Sicht rational erscheint.

Nach Ansicht der Befürworter der Wasserkraftanlagen werden von den Wasserkraftanlagen derartige positive externe Effekte erzeugt, da durch diese Anlagen Strom ohne Kohlendioxid-Emissionen erzeugt wird. Dadurch würden der Gesellschaft in Vergleich zur Stromerzeugung mit kalorischen Kraftwerken Vorteile infolge vermiedener externer Kosten entstehen, die den Betreibern bzw. Investoren in Wasserkraftanlagen aber nicht von der Gesellschaft abgegolten werden. Eine Veränderung der Rahmenbedingungen sei daher angezeigt, um Anreize zu setzen, weitere Wasserkraftanlagen in Betrieb zu nehmen und damit die positiven Effekte daraus für die Gesellschaft weitestgehend zu erschließen.

Die Argumentation auf volkswirtschaftlicher Ebene, d.h. unter Einbezug der externen Effekte soll nun in den folgenden Kapiteln geführt werden. Dabei ist aber zu fragen, ob der Bau oder Betrieb von kleinen Wasserkraftanlagen nicht nur positive externe Effekte infolge kohlendioxidfreier Stromerzeugung, wie sie von den Befürwortern der Wasserkraft gesehen werden, sondern auch negative externe Effekte nach sich zieht.

7 Volkswirtschaftliche Bewertung: Monetarisierung der positiven und negativen externen Effekte kleiner Wasserkraftanlagen

Im folgenden Abschnitt soll zunächst der Ansatz der Bewertung auf volkswirtschaftlicher Ebene kurz skizziert werden. Nachdem die Begriffe positive und negative externe Effekte und die Intention der volkswirtschaftlichen Bewertung in Form der Kosten-Nutzen-Analyse kurz eingeführt wurden, wird dann näher auf den Ansatz der Naturschutz-Ökonomie eingegangen. Eine nähere Darstellung dieses Bereiches erscheint sinnvoll, da die ökonomische Analyse im Bereich von Natur und Landschaft weniger geläufig ist als im Bereich des anthropogenen Treibhauseffektes, auch wenn die Grundkonzepte, d.h. die Betrachtung von Externalitäten, in beiden Bereichen gleich ist. Im Anschluß an dieses Kapitel wird dann auf Ergebnisse ökonomischer Bewertungsstudien sowohl im Bereich Klima als auch im Bereich Natur und Landschaft eingegangen, um dann Studien zu präsentieren, die sich mit der ökonomischen Bewertung der negativen externen Effekte der Wasserkraftnutzung beschäftigen haben.

Positive oder negative externe Effekte liegen der neoklassischen Theorie zu Folge dann vor, wenn die Marktpreise nicht die vollen Nutzen bzw. Kosten aus der Nutzung einer Ressource oder eines Gutes widerspiegeln. Die anfallenden Kosten bzw. Nutzen werden dann nicht allein vom jeweiligen Verursacher der Kosten, sondern auch von Dritten getragen. D.h., Handlungen eines Akteurs, z. B. der Bau einer kleinen Wasserkraftanlage, verändern die Produktions- oder Konsummöglichkeiten anderer, ohne daß sich dies vollständig und ausschließlich in den relativen Preisen niederschlägt. "Beeinflussungen, die gewissermaßen direkt am Preissystem vorbei den direkten Nutzen betreffen, und die deshalb durch den Preismechanismus auch nicht koordiniert werden können, nennt man externe Effekte oder Externalitäten. 'Extern' bezieht sich also nicht auf den einzelnen Produzenten oder Konsumenten, außerhalb dessen Einflusses der Effekt liegt, sondern auf das Preissystem, das auf bestimmte Effekte nicht reagiert" (Weimann 1991: 19f.).

Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. Hanusch 1987, Mühlenkamp 1994) ist es daher, sämtliche Auswirkungen von Investitionsprojekten zu erfassen und sie sortiert nach positiven und negativen Effekten einander gegenüberzustellen. Damit wird im Grunde das Modell unternehmerischer Investitionsentscheidungen erweitert um die positiven und negativen externen Effekte, die mit einer Maßnahme – hier dem Bau einer kleinen Wasserkraftanlage – verbunden sind. Während also dem betrieblichen Investitionskalkül lediglich die Kosten und Erträge, die für das Unternehmen unmittelbar anfallen, zugerechnet werden, sind auf volkswirtschaftlicher Ebene die Gesamtwirkungen zu berücksichtigen. Dafür sollen die externen Effekte möglichst in monetären Größen erfaßt werden.

7.1 Ansatz der Naturschutz-Ökonomie⁸

Gibt es gegenüber der Natur mehrere Nutzungsansprüche, die sich gegenseitig ausschließen, dann ist Natur zu einem knappen Gut geworden. Knappheit bedeutet aus ökonomischer Sicht, daß das entsprechende Gut einer Bewirtschaftung bedarf, einer Zuweisung an diejenige Nutzung, die den höchsten Nutzen stiftet. Die unterschiedlichen Nutzungsinteressen an der Natur lassen sich vereinfacht durch folgende zwei Grundpositionen beschreiben, die sich gegenseitig ausschließen (Blöchliger 1992: 8ff.):

- Auf der einen Seite stehen die Nutzer bzw. die Nutzungsinteressierten. Sie haben ein wirtschaftliches Nutzungsinteresse an der Umwelt und verwenden die Umwelt als privaten, marktfähigen Produktionsfaktor (hier Bau von kleinen Wasserkraftwerken).
- Auf der anderen Seite befinden sich die Schützer bzw. die Schutzinteressierten. Sie sind an einer möglichst naturnahen Bewahrung des Umweltguts in seinem ursprünglichen Zustand interessiert (hier: kein Bau kleiner Wasserkraftwerke). Für die Schützer stehen die verschiedenen konsumtiven und nicht-konsumtiven Nutzen der natürlichen Umwelt im Vordergrund.

Es ist daher zu klären, welche Verwendung einen höheren Nutzen stiftet, um dadurch das knappe Gut der effizientesten Nutzung zuweisen zu können. Während die Nutzungsinteressen in den Untersuchungen über die Wirtschaftlichkeit erfaßt werden, finden die Schutzinteressen hierin aber oftmals keine Berücksichtigung. Dies liegt vor allem daran, daß es sich bei "Natur und Landschaft" um ein öffentliches Gut handelt: Ein solches Gut ist dadurch gekennzeichnet, daß niemand vom Konsum ausgeschlossen werden kann und auch keine Rivalität im Konsum besteht. Jemand, der eine Landschaft besucht oder der sich allein schon daran erfreut, daß er um ihre Existenz weiß, kann weder von dieser Nutzung ausgeschlossen werden, noch konkurriert er mit anderen Individuen im Konsum.

Im Gegensatz zu den privaten Gütern werden die öffentlichen Güter nicht über den Markt angeboten. Während der Konsument im Bereich privater Güter seine Zahlungsbereitschaft offenbaren muß, wenn er einen Nutzen aus diesen Gütern ziehen will, besteht bei den öffentlichen Gütern kein Anreiz, die Wertschätzung für diese Güter entsprechend zu äußern. Es kann davon ausgegangen werden, daß eine Nachfrage - nach Umwelt im naturnahen Zustand - besteht, sich diese aber nicht artikuliert bzw. artikulieren kann. Ein zentraler Bestandteil der Naturschutz-Ökonomie ist es daher, die Präferenzen der Individuen für Natur in einem bestimmten Zustand zu ermitteln, um sie aggregiert als Nachfrage nach Natur und Landschaft dem Nutzen aus der wirtschaftlichen Nutzung gegenüberzustellen.

⁸ Für eine umfassende Darstellung der Möglichkeiten der ökonomischen Bewertung von Natur, speziell der Biodiversität, sei hier auf das folgende, im letzten Jahr abgeschlossene Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA hingewiesen: S. Geisendorf, S. Gronemann, U. Hampicke, H. Immler: Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfäßbarkeit und Wertmessung. Kassel, August 1996.

Konzept des Total Economic Value

Ein umfassendes Konzept zur Ermittlung des ökonomischen Werts von Natur und Landschaften ist das des "Total Economic Value (TEV)" (Pearce 1993: 15). Es umfaßt zum einen verschiedene Motive für die individuelle Wertschätzung. Darüber hinaus werden aber noch weitere Ansatzpunkte für die Bewertung, wie direkte Nutzen, herangezogen. Grundgedanke ist, daß der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteilen besteht. Die Zusammensetzung des gesamten ökonomischen Werts läßt sich wie folgt beschreiben, die Tabelle gibt Beispiele für entsprechende Nutzen:⁹

$$\begin{aligned} \text{TEV} &= [\text{nutzungsabhängige Werte}] + [\text{nicht-nutzungsabhängige Werte}] \\ &= [\text{Direkte Werte} + \text{Indirekte Werte} + \text{Optionswert}] + [\text{Existenzwert}] \end{aligned}$$

Tabelle 9: Total Economic Value

Total Economic Value (TEV)			
nutzungsabhängige Werte +			nicht - nutzungsabhängige Werte
(1) Direkte Werte +	(2) Indirekte Werte +	(3) Optionswert +	(4) Existenzwert
Tourismus, Erholung (Vogelkundler, Naturliebhaber), Gesundheit	Erhalt und Wiederansiedlung von Tier- und Pflanzenarten	zukünftige Nutzungen von (1) und (2)	Objekte von intrinsischen Werte, (einmalige Naturlandschaften), Verantwortung gegenüber Späteren
Fischerei	Schutz von Wasserressourcen (Assimilation von Nitraten und Phosphaten)		
ökologische Landwirtschaft	Verringerung der Luftverschmutzung		
	Mikro-Klima		
jeweils mögliche ökonomische Bewertungsverfahren			
<ul style="list-style-type: none"> • Marktanalyse • Reisekostenansatz • Hedonischer Preisansatz • direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse 	<ul style="list-style-type: none"> • vermiedene Schadenskosten • Ausgaben für präventive Maßnahmen • Bewertung von Veränderungen der Produktivität • Wiederherstellungskosten 	<ul style="list-style-type: none"> • direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse 	<ul style="list-style-type: none"> • direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse

⁹ Die Zuordnung der verschiedenen Wertkomponenten zu *use-values* und *non-use-values* wird in der Literatur nicht einheitlich vorgenommen. So wird der Optionswert von Pommerehne z.B. als ein *non-use-value* angesehen, Pearce dagegen rechnet ihn zu den *use-values*. Und auch die Zuordnung des Vermächtniswerts ist nicht eindeutig: Von einigen wird er als eigenständige Wertkomponente angesehen, andere sehen darin eine spezielle Form des Optionswertes. Die hier vorgenommene Aufteilung lehnt sich im wesentlichen an Pearce (1993) an.

7.2 Bewertungsverfahren

In diesem Abschnitt sollen kurz die wesentlichen Verfahren zur Bewertung öffentlicher Güter vorgestellt werden.¹⁰ Als indirekte Ansätze werden der Reisekostenansatz, der hedonische Preisansatz und der Vermeidungskostenansatz und als direkte Verfahren die Analyse der maximalen Zahlungsbereitschaft und der minimalen Kompensationsforderung behandelt. Für die Bezeichnung der indirekten Verfahren wird in der Literatur auch oft die englische Bezeichnung Contingent Valuation Method (CVM) - „Methode der bedingten Bewertung“ - verwendet.¹¹

Indirekte Ansätze

Als indirekte Ansätze zur Präferenzermittlung werden der Reisekostenansatz, der hedonische Preisansatz und der Vermeidungskostenansatz beschrieben. Mit allen drei Ansätzen wird eine tatsächliche Zahlungsbereitschaft ermittelt, die auf beobachtetem Marktverhalten beruht. Die Wertschätzung für die Umwelt wird aus der Komplementarität bzw. dem substitutiven Verhältnis zwischen diesen beobachtbaren Markthandlungen und dem Gut Umwelt bestimmt.

- Reisekostenansatz

Bei dieser Methode werden die *komplementären privaten Kosten*, die bei der Inanspruchnahme von öffentlichen Gütern entstehen, als Indikator für die Wertschätzung genutzt. Grundannahme hierbei ist, daß die Aufwendungen für die Nutzung des öffentlichen Gutes mindestens der Wertschätzung für dieses entsprechen. Andernfalls würde die Nutzung dieses Gutes von den Individuen nicht in Erwägung gezogen. Bekanntes Beispiel hierfür sind Aufwendungen, die für den Besuch eines Sees getätigt werden - vor allem Ausgaben für die Anfahrt. Ziel ist es, aus den Informationen eine Nachfragefunktion für den Besuch der Seen ableiten zu können.

- Vermeidungskostenansatz

Ist beim Reisekostenansatz eine komplementäre Beziehung zwischen den Aufwendungen der Nutzung und der Wertschätzung gegeben, so ist bei dem Vermeidungskostenansatz eine *substitutive* Beziehung zu beobachten: Sie besteht in diesem Fall zwischen einem öffentlichen Ungut (z.B. Lärm oder Luftverschmutzung) und den privaten Aufwendungen, um Auswirkungen des öffentlichen Ungutes abzuwehren. Bekanntes Beispiel ist hier der Einbau von Schallschutzfenstern. Durch sie sinkt die Lärmbelastung innerhalb von Wohnungen. Die

¹⁰ Vgl. aus der umfangreichen Literatur u.a. Pommerehne, Römer (1992), Pearce, Turner (1990), Cropper, Oates (1992), Pearce (1993) sowie für einen Überblick bei Weimann (1996).

¹¹ Zur Erfassung von Nutzen sind bei Kosten-Nutzen-Analysen ferner zwei Entschädigungskonzepte zu unterscheiden: die „equivalent variation“ und die „compensation variation“. Während letztere vom Status quo ausgeht und Änderungen der Wohlfahrt im Vergleich zum Wohlfahrtsniveau vor der Durchführung einer Maßnahme mißt, mißt die „equivalent variation“ dagegen die Wohlfahrtsänderungen ausgehend vom Wohlfahrtsniveau nach Durchführung einer Maßnahme; vgl. Hanley, Spash (1993); auch kurz bei Ewers, Rennings (1996: 139f.).

Aufwendungen für die Schallschutzfenster werden als unteres Maß für die Wertschätzung dieser Lärmreduzierung angesehen.

- Hedonischer Preisansatz

Dieser Ansatz, der auch als Marktpreisdifferenzmethode bezeichnet wird, geht davon aus, daß Individuen ein bestimmtes Gut aufgrund ganz bestimmter Charakteristika nachfragen (Preis eines Gutes ist eine Funktion seiner Charakteristika). Im Zusammenhang mit Umweltbelastungen wurde z.B. mit Hilfe dieser Methode versucht, die Differenzen für Mieten in verschiedenen Wohnlagen zu ermitteln. Leitende Fragestellung dabei ist: Ändert sich die Miete signifikant, wenn sich Eigenschaften der Wohnumgebung und damit des Gutes Wohnung wie z.B. Luft- oder Lärmbelastung verändern. Bekanntes Beispiel ist hier der Umzug aus der Stadtmitte an den Stadtrand aufgrund der dort besseren Umweltsituation. Eine dort höhere Miete wird als Wertschätzung für die dort geringere Umweltbelastung angesehen.

Direkte Ansätze - Contingent Valuation Method

Die direkten Ansätze versuchen, wie weiter oben schon beschrieben, nicht über Ableitung aus beobachtbarem Verhalten Informationen über die Wertschätzungen der Individuen zu bekommen. Vielmehr werden die betroffenen Individuen direkt nach ihrer Wertschätzung gefragt. Es handelt sich hierbei um die Erfassung einer (zunächst) hypothetischen Zahlungsbereitschaft ("Was wäre es ihnen wert, wenn diese oder jene Veränderung nicht auftritt?"). Grundsätzlich sind in diesem Bereich zwei Verfahren zu unterscheiden:

- Die maximale Zahlungsbereitschaft (Willingness to pay): Bei diesem Untersuchungsansatz befindet sich der Befragte in der Situation eines Käufers, der angeben soll, wieviel er für das zur Bewertung anstehende Gut zu zahlen bereit wäre (Verbesserung der Umweltsituation).
- Die minimale Kompensationsforderung (Willingness to sell): Bei diesem Ansatz befindet sich der Befragte in der Situation eines Verkäufers. D.h. er „besitzt“ das entsprechende Gut und soll angeben, zu welchem Preis er bereit ist, das zur Bewertung anstehende Gut zu "verkaufen" (Hinnahme einer Verschlechterung der Umweltsituation).

7.3 Möglichkeiten und Grenzen der ökonomischen Bewertung

Die Frage, ob die Bewertung von Teilen der Natur in Geldgrößen zulässig und auch sinnvoll ist, wird sehr unterschiedlich beantwortet. Meist wird von Nicht-Ökonomen, insbesondere von im Umwelt- und Naturschutz Engagierten, die Monetarisierung strikt abgelehnt. Sie befürchten, daß damit die Natur endgültig dem Diktat der Ökonomie unterworfen und letztlich noch stärker einer Zerstörung ausgesetzt wird. Dagegen wenden Ökonomen ein, daß die Ermittlung von monetären Werten eine wesentliche Voraussetzung zur Bewahrung von Natur und Landschaft sei. Nur wenn sich die Gesellschaft darüber Informationen verschaffe, welche Kosten ihr aus den verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten entstehen, kann rational über die Nutzung oder Nicht-Nutzung bestimmter Ressourcen entschieden werden.

Was wird bewertet?

Aus der Sicht der Ökonomie geht es *nicht* darum, die Natur *an sich* zu bewerten. Vielmehr soll untersucht werden, wie von den Individuen Veränderungen in der Umwelt bewertet werden. Es geht also etwa um die Frage, wie von den Individuen die Veränderung zwischen einem Zustand mit einer bestimmten Tier- oder Pflanzenart und dem Zustand ohne diese Art bewertet wird. "What is being valued is not 'the environment' or 'life', but people's preferences for changes in the state of their environment, and their preferences for changes in the level of risk to their lives" (Pearce 1993, 14).

Letztlich verbirgt sich hinter den Bemühungen der Monetarisierung die Frage, in welchem Umfang das Gut "Umwelt" oder "Natur" gekauft werden würde, wenn es auf Märkten angeboten würde. Monetarisierung stellt das Individuum in den Mittelpunkt und fragt nach seinen Präferenzen für den Erhalt von Natur bzw. danach, wie von ihm Veränderungen bewertet werden. Ist es bereit, von seinem begrenzten Budget einen Beitrag zur Abwehr dieser Veränderungen aufzuwenden, und wie groß ist dieser Betrag?

Aus Sicht der Ökonomie ist die Monetarisierung bedeutend, um Informationen über die Wertschätzung für öffentliche Güter zu gewinnen. Da sich für die öffentlichen Güter wie z. B. naturnahe Gewässer oder den Arten- und Biotopschutz Märkte nicht spontan bilden, würden diese Informationen fehlen, wenn sie nicht durch entsprechende Verfahren gewonnen würden. Die Monetarisierung im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen ist aber lediglich als entscheidungsvorbereitend anzusehen, sie präjudiziert keine Entscheidungen. Auch wird damit nicht behauptet, daß es keine anderen Verfahren gibt, die für bestimmte Entscheidungen nicht besser geeignet sind als dieser ökonomische Bewertungsansatz.

Welches Entscheidungsverfahren?

Ewers und Schulz (1982: 37) unterscheiden zwischen *autoritären* und *nicht-autoritären* gesellschaftlichen Entscheidungsverfahren. Bei den nicht-autoritären Verfahren, zu denen die ökonomische Bewertung mittels Märkten gehört, wird den Individuen zugestanden, über die Art und den Umfang der bereitgestellten öffentlichen Güter zu entscheiden. Damit wird zugleich die Frage aufgeworfen, ob und warum andere Entscheidungsverfahren - gerade aus der Sicht des Naturschutzes - den nicht-autoritären wie der ökonomischen Bewertung überlegen sein sollen. Anders formuliert: Die Situation im Naturschutz wäre heute vielleicht um einiges besser, wenn die Bevölkerung an den Entscheidungsverfahren durch die Ermittlung ihrer Nachfrage nach Naturschutz beteiligt worden wäre. Bei Planung und Umsetzung vieler Großprojekte (Flughäfen, Rhein-Main-Donau-Kanal etc.) mit erheblichen Auswirkungen auf die Natur wurde in diesem Sinne autoritär entschieden - ohne die Wertschätzungen eines großen Teils der Betroffenen zu berücksichtigen.

Darüber hinaus kann die Monetarisierung als ein Verfahren angesehen werden, bei dem die Befragten nicht nur wie in Abstimmungen die Möglichkeit für die Wahl einer Option haben, sondern sie können darüber hinaus auch die *Intensität ihrer Wertschätzung* zum Ausdruck bringen. Die aggregierten individuellen Zahlungsbereitschaften würden den Umfang an öffentlichen Gütern zum Ausdruck bringen, der von den Individuen gewünscht wird.

Grenzen der Monetarisierung

Die Monetarisierung von Umweltgütern findet ihre Grenzen zum einen in den jeweiligen Verfahren, zum anderen in den wohlfahrtstheoretischen Grundannahmen. Einige dieser „Grenzen“ seien im folgenden kurz benannt.

- *Frage nach der Zulässigkeit von Tausch:* Märkte setzen Möglichkeit und Zulässigkeit von Tausch voraus. Dies ist aber insbesondere im Naturbereich oft nicht der Fall. Ökosysteme zeichnen sich gerade durch eine wechselseitige Abhängigkeit ihrer Elemente aus. Damit sind sie aber gegenseitig nicht austauschbar bzw. substituierbar. Zwischen ihnen besteht vielmehr Komplementarität, d.h., das ganze System ist nur dann funktionsfähig, wenn alle Elemente vorhanden sind.
- *Problem der Konsumentensouveränität:* Werden für die Bereitstellung der öffentlichen Güter wie Natur und Landschaft die individuellen Präferenzen als maßgebend angesehen - es herrscht Konsumentensouveränität -, dann kann es nur für diejenigen Dinge eine Wertschätzung geben, die Eingang in die Nutzenfunktion eines Individuums oder in die Produktionsfunktion eines Unternehmens finden. Ist dies nicht der Fall, dann ist auch kein ökonomischer Wert für die Sache gegeben. (vgl. Hanley, Spash 1993: 121).
- *Problem der unvollständigen Information.* Die Wertschätzung der Individuen hängt sehr stark von dem Grad der ihnen zur Verfügung stehenden und auch genutzten Informationen ab. Wird in der Theorie unterstellt, daß die Konsumenten vollständig informiert sind, so ist die Realität doch völlig anders: Hier ist von deutlichen Informationsdefiziten auszugehen. Die Individuen sind nur sehr begrenzt darüber informiert, wieweit bestimmte Entwicklungen Einfluß auf ihre Wohlfahrt haben. Dies muß allerdings nicht generell gegen die Monetarisierung sprechen, sondern kann auch als Aufforderung dahingehend verstanden werden, bessere Information zur Verfügung zu stellen.
- *Intergenerative Verteilung:* Da die zukünftigen Generationen nicht auf den heutigen Märkten vertreten sind, können sie auch nicht ihre Präferenzen artikulieren. Die Bedürfnisse zukünftiger Generationen müssen also in die Entscheidungen über die Nutzung von Ressourcen auf andere Weise mit einbezogen werden. Zwar wissen wir nicht, was zukünftige Generationen wünschen, doch läßt sich mit einiger Sicherheit sagen, was sie nicht wünschen: Hampicke (1991) nennt hier z.B. Hautkrebs als Folge einer Zerstörung der Ozonschicht. Die Schädigung der Ozonschicht würde sich verbieten, wenn wir späteren Generationen nicht Schaden zufügen wollen, den wir selber nicht erdulden wollten. Auch damit ist eine Grenze für die Monetarisierung definiert: Sind die Interessen der Späteren aufgrund der Marktentscheidungen der Heutigen in dieser Weise gefährdet, dann können die individuellen Präferenzen der Heutigen nicht allein bestimmend sein (vgl. Hanley, Spash 1993: 133).
- *Intragenerative Verteilung:* Nicht nur zwischen den Generationen tritt die Frage der Verteilung auf, sondern auch innerhalb von Generationen spielt sie eine wichtige Rolle für die ökonomische Bewertung. Denn die Höhe der Zahlungsbereitschaft kann als abhängig von der Zahlungsfähigkeit angesehen werden. Je nachdem, wie hoch das verfügbare Einkommen der Haushalte ist, verändert sich auch die Zahlungsbereitschaft für öffentliche Güter.

7.4 Ansatz der ökologischen Ökonomie: Natürliches Kapital, Primäre Werte und Safe-Minimum-Standard

Im nun folgenden Abschnitt sollen einige Ansätze zur Bewertung natürlicher Ressourcen dargestellt werden, die im Rahmen der sogenannten ökologischen Ökonomie diskutiert werden. Ihr Hauptanliegen kann darin gesehen werden, für die auf der traditionellen (Umwelt-) Ökonomie fußende monetäre Bewertung zu begründen. Diese Ansätze sind daher als komplementär zur monetären Bewertung anzusehen. Auf diese Ansätze wird insbesondere im abschließenden Kapitel 13 „Zusammenführung der positiven und negativen externen Effekte“ zurückgegriffen.

7.4.1 Natürliches Kapital

Das „natürliche Kapital“ wird in der ökologischen Ökonomie als Grundlage für die verschiedenen Funktionen, die das ökologische für das ökonomische System leistet (vgl. folgende Tabelle), angesehen. Es wird als *multifunktional* bezeichnet, da viele Ressourcen gleichzeitig direkte Konsumgüter sind, als Aufnahmemedium dienen und innerhalb des ökologischen Systems wichtige Funktionen erfüllen. Für die Ökonomie ist neben dem natürlichen Kapital das menschen-gemachte (*human or man-made*) Kapital von Bedeutung: Es umfaßt alle von Menschen produzierten "Dinge" und stellt letztlich transformiertes natürliches Kapital dar (Produktion von Gütern aus erneuerbaren und nicht-erneuerbaren Ressourcen).

Tabelle 10: Funktionen des natürlichen Kapitals (Auswahl)

<p>Regulierungsfunktion</p> <ul style="list-style-type: none"> • Regulierung des lokalen und globalen Klimas • Regulierung der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre • Regulierung der lokalen und globalen Energiebalance • Erhaltung biologischer und genetischer Vielfalt • Fixierung von Sonnenenergie und Produktion von Biomasse
<p>Produktionsfunktion</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sauerstoff, Nahrung, Trinkwasser • Wasser für Industrie • Energie und Brennstoffe • genetische Ressourcen • Tierfutter und Dünger
<p>Trägerfunktion</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fläche für Siedlung • Fläche zur Kultivierung (z.B. Landwirtschaft) • Erholung • Naturschutz
<p>Informationsfunktion</p> <ul style="list-style-type: none"> • ästhetische Informationen • historische Informationen • wissenschaftliche Information

Quelle: zusammengestellt nach de Groot (1994), Prugh (1995)

Für nachhaltiges Wirtschaften stellt sich die Frage, in welcher Qualität und in welchem Umfang das natürliche Kapital erhalten bleiben muß, damit es die angesprochenen Funktionen erfüllen kann. Zur Beantwortung dieser Frage ist die Beziehung zwischen „menschengemachtem“ und „natürlichem“ Kapital zu betrachten: als Extremposition kann zum einen ein vollständig *substitutives* und zum anderen ein vollständig *komplementäres Verhältnis* angenommen werden. Die Annahme eines substitutiven Verhältnisses bedeutet, daß das natürliche Kapital durch das menschengemachte Kapital substituiert werden kann; das natürliche Kapital bedarf daher keines besonderen Managements. Die Gegenposition dazu ist, daß das natürliche Kapital nicht vollständig substituierbar ist, sondern beide Kapitalformen in einem komplementären Verhältnis zueinander stehen; dementsprechend wäre ein Mindestbestand an natürlichem Kapital zu erhalten, um die vom ökologischen System geleisteten Funktionen nicht zu beeinträchtigen.

Je nachdem, wie dieses Verhältnis gesehen wird, ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an die Bewirtschaftung des natürlichen Kapitals: bei einem substitutiven Verhältnis kann die Bewirtschaftung vollständig dem Markt überlassen werden. Solange über die Preise die damit verbundenen Kosten signalisiert werden, kann eine Nutzung allein über das Kosten-Nutzen-Kalkül der wirtschaftlichen Akteure erfolgen. Erschöpfen sich bestimmte Ressourcen, dann werden steigende Knappheitspreise dafür sorgen, daß entsprechende Substitute gefunden werden. Wird dagegen von einem komplementären Verhältnis ausgegangen, dann müssen zumindest Teile des natürlichen Kapitals aus der Bewirtschaftung durch Märkte herausgenommen werden. Auch steigende Knappheitspreise würden nicht dafür sorgen können, daß ein Substitut gefunden wird. Für die Beeinträchtigung könnte keine Kompensation geleistet werden, da eine Beeinträchtigung Funktionen wie die Selbststeuerungsfähigkeit irreversibel schädigen und nicht durch menschengemachtes Kapital ersetzt werden könnte. Tabelle 11 zeigt vier verschiedene Kategorien der Beziehung zwischen natürlichem und menschengemachtem Kapital auf und ordnet ihnen verschiedene Managementstrategien sowie Politikinstrumente zu. Zu sehen ist, daß mit steigendem Grad des "Sustainability-Modus", d.h. von very weak bis very strong - eine immer begrenztere Substituierbarkeit angenommen wird. Daraus ergibt sich für die Umweltpolitik die Aufgabe, diejenigen Teile des natürlichen Kapitals nicht der Bewirtschaftung durch den Markt zu überlassen, die in bezug auf die von ihnen geleisteten Funktionen als nicht substituierbar angesehen werden. Zu berücksichtigen ist die schon angeführte Multifunktionalität der Umwelt: bestimmte Funktionen sind nicht nur einem bestimmten Teil des natürlichen Kapitals ausschließlich zuzuordnen.

Tabelle 11: Beziehung zwischen natürlichem und menschen-gemachten Kapital

Sustainability mode (overlapping categories)	Managementstrategie	Instrumente der Umweltpolitik (am stärksten bevorzugt)
sehr schwache Nachhaltigkeit	konventionelle Kosten-Nutzen-Analyse, Korrektur von Markt- und Interventionsfehlern durch effiziente Preiskorrekturen, potentielle Paretoverbesserung (hypothetische Kompensation), Konsumentensouveränität, unbegrenzte Substitution möglich	u.a. Abgaben auf Umweltverschmutzung, Abbau von Subventionen, Zuweisung von Eigentumsrechten
schwache Nachhaltigkeit	modifizierte Kosten-Nutzen-Analyse ausgedehnte Anwendung der monetären Bewertung, tatsächliche Kompensation, Systemansatz, 'schwache' Version des Safe Minimum Ansatzes	u.a. Abgaben auf Umweltverschmutzung, Genehmigungen, Rückgabepfand,
starke Nachhaltigkeit	Festlegung von Standards Vorsorgeprinzip, primäre und sekundäre Werte des natürlichen Kapitals; soziale Wertschätzung; 'starke' Version des Safe Minimum Standards	u.a.; Schutzzonen; Genehmigungen, Schürfststeuer, Versicherungslösungen
sehr starke Nachhaltigkeit	Ablehnung der Kosten-Nutzen-Analyse oder stark begrenzter Kostenwirksamkeitsanalyse, Bioethik	Standards und Regulierung, Geburtslizenzen

Quelle: Turner (1993: 23); eigene Übersetzung

Märkten liegt dagegen generell die Annahme der Substituierbarkeit und Kompensierbarkeit zugrunde: Im Idealfall signalisiert der Preis die gesamten Kosten, die dann durch Zahlung des Preises auch übernommen werden. Dies gilt aber nur für diejenigen Bestandteile des natürlichen Kapitals, die unter die sehr schwache Nachhaltigkeitsregel fallen. Für alle anderen Bestandteile gilt eine zunehmend begrenzte Substitutionalität und damit eine nur begrenzte Eignung für eine alleinige Bewirtschaftung über Märkte. Damit sind aber auch die Grenzen für den Einsatz der Kosten-Nutzen-Analyse gegeben, denn ihr Anliegen ist es, über existierende oder hypothetische Märkte Preise als Ausdruck der Wertschätzung zu ermitteln. Nachhaltigkeit erfordert demnach, die nicht-substituierbaren natürlichen Voraussetzungen menschlichen Lebens unangetastet zu lassen, d.h. dem Markt sind hier Begrenzungen vorzugeben (vgl. Hampicke 1995).

7.4.2 Primäre und sekundäre Werte

Im Rahmen einiger Untersuchungen zum ökonomischen Wert von Feuchtgebieten haben Gren et al. (1994) die Unterscheidung zwischen *primären und sekundären Werten* getroffen. Ausgangspunkt dafür war die Erkenntnis, daß nicht alle Werte, die ökologische Systeme für menschliche Gesellschaften leisten, über individuelle Präferenzen ermittelt werden können. Umgekehrt hängen aber diejenigen Werte, die sich mit Hilfe der individuellen Präferenzen bestimmen lassen, unmittelbar von der Existenz und Dauerhaftigkeit der Ökosysteme ab. Die

gesamte „Produktion“ von Feuchtgebieten kann folgendermaßen differenziert werden (Gren et al. 1994):

- a) Produktion für die eigene Entwicklung und Erhaltung;
- b) Export zu anderen Ökosystemen
- c) Export zur menschlichen Gesellschaft.

Als primäre Werte werden die unter a) genannten bezeichnet. Erfasst werden damit diejenigen Bestandteile eines Ökosystems, die für die Selbstorganisationsfähigkeit des Systems und ihre Aufrechterhaltung Voraussetzung sind. In bezug auf diese Funktionen sind sie nicht substituierbar. Aber nur wenn die primären Werte gegeben sind, können die unter b) und c) genannten ökologischen Leistungen erbracht werden. Sie werden daher als sekundäre Werte bezeichnet. Mit Hilfe des Total Economic Value (TEV), der die use- und non-use Values als anthropozentrische Werte umfaßt, werden nur die unter c) genannten Wertbestandteile erfaßt. Somit sind auch die sekundären Werte größer als der TEV, da hierzu noch die für andere Ökosysteme erbrachten ökologischen Leistungen zählen (vgl. Perrings et al. 1995c: 19).

Durch die Unterscheidung in primäre und sekundäre Werte wird eine Grenze für die Monetarisierung natürlicher Ressourcen gezogen. Sie resultiert aber nicht aus einer Ablehnung der ökonomischen Bewertung, sondern aus sachlogischer Erwägung: Mit dem primären Wert wird Naturgütern ein von den individuellen Präferenzen unabhängiger Wert zugeschrieben, der sich aus dem unersetzlichen Beitrag zur Funktionssicherheit der Biosphäre ableitet und daher gegen nichts in monetären Maßstäben zu messendes tauschbar ist (Hampicke 1995: 143).

7.4.3 Resilienz und biologische Vielfalt

In der ökonomischen Diskussion findet zunehmend die Bedeutung biologischer Vielfalt Beachtung. Als ein wesentlicher Wert von biologischer Vielfalt wird dabei angesehen, die sie die Anpassungsfähigkeit von Ökosystemen gegenüber externen Störungen erhöht. Diese Fähigkeit, externe Störungen zu verkraften, wird auch als Resilienz bezeichnet (Holling et al. 1995).¹²

Das an den Ansatz von amerikanischen Biologen Holling anschließende Verständnis von Resilienz fokussiert auf die *Existenz von Funktionen*. Sie beschreibt in diesem Zusammenhang die Größenordnung einer Störung, die ein Ökosystem verkraften bzw. absorbieren kann, bevor es zu einer Veränderung der internen Struktur und der Organisation kommt. Betont werden dabei besonders Systemzustände fern des Gleichgewichts, in denen Instabilitäten dazu führen können, daß ein System in ein anderes Verhaltensregime springt. Traditionell wird mit Resilienz dagegen die *Effizienz der Funktionen* beschrieben, d.h. die Wider-

¹² Wichtige Arbeiten auf dem Gebiet der ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt wurden im Rahmen eines Forschungsprogramms am Beijer International Institute of Ecological Economics erstellt. Als zentrale Publikationen, die die Ergebnisse des Programms darstellen, sind zu nennen: Barbier, Burgess, Folke (1994), Perrings et al. (1995a) und (1995b). Eine kurze Darstellung einiger Gesichtspunkte findet sich in Meyerhoff (1997).

standsfähigkeit des Systems gegen externe Störungen und die Geschwindigkeit, mit der es sich wieder zumindest in die Nähe eines steady-state Gleichgewichts begibt.

Biologische Vielfalt als Bestimmungsfaktor für Resilienz

Das Ausmaß der Resilienz wird in Abhängigkeit von der biologischen Vielfalt gesehen: Zwar wird die Struktur und Organisation eines Ökosystems nur von einer geringen Zahl von Schlüsselarten (keystone species¹³) bestimmt, während der Großteil der Arten die durch diese Struktur gebildeten ökologischen Nischen besetzt. Doch heißt dies nicht, daß den übrigen Arten keine Funktion innerhalb des Systems zukommt. Im Gegenteil: Sie besetzen zum einen die ökologischen Nischen, verhindern dadurch die Einwanderung „fremder“ Arten und damit die Möglichkeit einer Zerstörung des Ökosystems, zum anderen stehen sie quasi in der „zweiten Reihe“, um die von den Schlüsselarten erfüllten Funktionen übernehmen zu können.

Führen externe Störungen dazu, daß die Schlüsselarten verdrängt werden bzw. aussterben, dann muß für die weitere Existenz der Ökosysteme gesichert sein, daß die von diesen Arten geleistete Funktion innerhalb des Systems von einer anderen Art übernommen werden kann: Für die weitere Aufrechterhaltung der Selbstorganisationsfähigkeit ist daher die funktionale Vielfalt entscheidend. Dadurch kann der Energie- und Stofffluß innerhalb des Systems aufrechterhalten werden. Je höher nun die Anzahl der Tier- und Pflanzenarten ist, desto größer ist auch die Wahrscheinlichkeit, daß die jeweiligen Funktion von einer anderen Art übernommen werden kann. Die funktionelle Vielfalt ist damit die entscheidende Größe für die Resilienz - zumindest terrestrischer – Ökosysteme (vgl. Perrings et al 1995: 20). Die Bedeutung biologischer Vielfalt wird daher darin gesehen, die Resilienz von Ökosystemen zu gewährleisten. Die Begründung dafür ist zweifach: Erstens sorgen die Tier- und Pflanzenarten für die Einheiten innerhalb des Ökosystems, durch die Energie und Stoffe fließen. Zweitens erhöht die biologische Vielfalt die Resilienz des jeweiligen Ökosystems, das sich dadurch besser an unvorhergesehene externe Störungen anpassen kann (Barbier 1994: 27).

7.4.4 Der Safe Minimum Standard

Ein in der ökologischen Ökonomie zunehmend häufiger angeführtes „Instrument“ ist der von Ciriacy-Wantrup schon in den fünfziger Jahren in die Diskussion eingebrachte *Safe Minimum Standard* (SMS). Mit ihm sollte ein Kriterium in den Entscheidungsprozeß über die Realisierung von Projekten eingeführt werden, mit dem explizit die Unsicherheit und Irreversibilität der möglichen Folgen einer Nutzung natürlicher Ressourcen berücksichtigt wird. Grundidee dabei ist, daß Grenzen für - normale, alltägliche - ökonomische Abwägungen gesetzt werden, solange die Kosten dafür nicht inakzeptabel hoch sind. Als Kosten für die Anwendung

¹³ „A keystone species is one that „affects the survival and abundance of many other species in the community in which it lives. Its removal or addition results in a relatively significant shift in the composition of the community and sometimes even in the physical structure of the environment“. (Wilson 1992, p. 401)

des Safe Minimum Standard werden die *Nettonutzen* der angestrebten Projektrealisierung angesehen (vgl. Bishop 1993: 72).¹⁴

Crowards (1996a) stellt im Zusammenhang mit dem Safe Minimum Standard folgende Fragen, deren Beantwortung er als Voraussetzung für seine Anwendung ansieht. Im Anschluß soll vor allem auf die erste Frage näher eingegangen werden.

1. Was sind die sozialen Kosten der Anwendung des Safe Minimum Standard?
2. Nach welchen Regeln kann eine Gesellschaft bestimmen, ob die mit der Einhaltung des SMS verbundenen sozialen Kosten inakzeptabel hoch sind?
3. Welche minimalen Standards können als „sicher“ angesehen werden?

Oben war angeführt worden, daß die Kosten für die Anwendung des SMS in den Nettonutzen eines nicht verwirklichten Projektes liegen. In der Literatur wird der SMS oft als ein Entscheidungskriterium dargestellt, das vor der ökonomischen Bewertung Anwendung finden sollte: Führt z. B. ein Investitionsprojekt mit relativ hoher Wahrscheinlichkeit zum Aussterben einer Tier- oder Pflanzenart, dann soll dieses Projekt aufgrund einer Überschreitung des Safe Minimum Standard nicht durchgeführt werden. Die Kosten für die Erhaltung der Art liegen dann in den entgangenen Nutzen des Projektes. Wären sie aber inakzeptabel hoch - so die Interpretation des Safe Minimum Standard nach Bishop - dann könnte ein Verzicht auf das Projekt von den jeweils Lebenden nicht verlangt werden.

Insbesondere Crowards (1996b) macht nun darauf aufmerksam, daß bei einer Anwendung des Safe Minimum Standard im Vorfeld der ökonomischen Bewertung außer acht gelassen wird, daß auch mit der Existenz der vom Aussterben bedrohten Art ein Nutzen verbunden ist. Bevor also die Frage beantwortet werden kann, ob die sozialen Kosten der Erhaltung der Art inakzeptabel hoch sind, müssen zunächst von den entgangenen Nutzen des Projektes diejenigen abgezogen werden, die durch die Art gestiftet werden. Erst dieses Ergebnis stellt die tatsächlichen Kosten, d.h. den entgangenen Nettonutzen, des Verzichts auf das Investitionsprojekt dar. Die Opportunitätskosten für den Verzicht auf das jeweilige Projekt bestehen nicht allein in den privaten Nutzen, sondern verringern sich um den Betrag, den die erhaltene Art als Nutzen stiftet und potentiell hätte stiften können. Dies hat mehrere Implikationen:

1. Auch bei Anwendung des Safe Minimum Standard ist eine Ermittlung der Kosten und Nutzen der jeweiligen Entscheidungsalternativen notwendig. Würden nur die privaten Nutzen aus dem zur Entscheidung anstehenden Projekt berechnet, dann würde es zu einer Überschätzung der Kosten kommen. Dies könnte vor allem bei großen Projekten, so Crowards, dazu führen, daß die Kosten des Arterhalts als zu hoch angesehen werden und deshalb gegen diese Alternative entschieden wird.
2. Damit ist der Safe Minimum Standard kein Instrument, das der ökonomischen Abwägung vorgelagert ist, sondern ist direkt mit ihr verknüpft. Denn ein Projekt, das nach Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse, die auch die positiven und negativen ökologischen

¹⁴ Vgl. zur Diskussion um den Safe Minimum Standard auch Pearce, Turner (1990), Hampicke (1992: 310ff), Bishop (1993), Randall, Farmer (1995), Norton, Toman (1996), Crowards (1996a, 1996b), Perrings, Turner, Folke (1995)

Wirkungen mit einbezieht, nicht vorteilhaft ist, bedarf im Grunde nicht der Anwendung des Safe Minimum Standard. Nur für den Fall, daß diese Kosten-Nutzen-Analyse ein positives Ergebnis für die Alternative Investitionsprojekt ergibt, stellt sich die Frage, ob die Nutzen aus dem Erhalt der Art hinreichend genau erfaßt sind und wie die nicht quantifizierbaren Nutzen zu bewerten sind. Der Safe Minimum Standard würde dann zum Einsatz kommen, wenn bei beiden Größen erhebliche Unsicherheiten bestehen und das Risiko eines Irrtums als zu groß erachtet wird.

3. Der Safe Minimum Standard ist damit im Kern ein Instrument, mit dem auf das Risiko bzw. die Unsicherheit in bezug auf die Folgen einer Entscheidungsalternative verwiesen wird. Werden sie gegenüber den privaten - und auch sozialen - Nutzen der Projektrealisierung als tragbar angesehen, dann wird eine Entscheidung für das Projekt fallen. Werden die möglichen Folgen der Projektrealisierung aber als nicht tragbar angesehen, dann wird dem Schutz der Vorzug gegeben.

In dem oben angeführten Zitat von Randall war als eine Funktion des Safe Minimum Standard genannt worden, daß Entscheidungen mit weitreichenden Folgen nicht auf die gleiche Weise wie alltägliche, routinemäßige Entscheidungen getroffen werden sollten. So ein Fall könnte dann gegeben sein, wenn wie in dem angeführten Beispiel eine Tier- oder Pflanzenart infolge der Umsetzung des Investitionsprojektes ausstirbt (Dies ist der in der Literatur am häufigsten genannte Fall für die Anwendung des SMS). Etliche Autoren sprechen daher auch von zwei Ebenen des Entscheidungsprozesses (Two-tiered approach): Auf der „ersten“ Ebene sind bestimmte gesellschaftliche Werte festgelegt, die den Rahmen für die „zweite“ Ebene vorgeben. Bezogen auf unser Beispiel könnte dies heißen, daß auf der ersten Ebene die Regel aufgestellt ist, daß keine Tier- oder Pflanzenart aufgrund ökonomischer Aktivitäten aussterben soll. Wird diese Regel eingehalten, dann können innerhalb des damit vorgegebenen Rahmens Entscheidungen nach einem einfachen Nutzen-Kosten-Kalkül getroffen werden. Kommt es allerdings dazu, daß eine Art mit großer Wahrscheinlichkeit aufgrund einer ökonomischen Aktivität aussterben würde, dann wäre die Aktivität abzulehnen, es sei denn, die damit verbundenen *Nettokosten* wären inakzeptabel hoch. Dann müßte im Grunde auf der ersten Ebene - durch entsprechende gesellschaftliche oder politische Instanzen - ein Abweichen von der auf dieser Ebene festgelegten Regel „ermöglicht“ werden.

Der Safe Minimum Standard kann damit auch als ein Instrument angesehen werden, daß dem Ansatz der „primären Werte“ (vgl. oben) recht weitgehend entspricht: Es soll ein Mindestbestand gesichert werden, der Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme ist. Für die ökonomische Bewertung bedeutet dies, daß mit Hilfe der ökologisch bewußten Kosten-Nutzen-Analyse nur innerhalb bestimmter Grenzen zwischen verschiedenen Güterbündeln gewählt werden kann (vgl. Crowards 1996b). Diese Grenzen werden u.a. danach bestimmt, ob die Realisierung einer möglichen Projektvariante die Resilienz der betroffenen Ökosysteme maßgeblich beeinträchtigen würde. Ist von solchen Auswirkungen auszugehen, dann ist die Umsetzung des Projektes entsprechend abzulehnen.

8 Externe Kosten des Treibhauseffektes

Wie bei anderen regenerativen Energien wird auch bei der Wasserkraft als bedeutendster positiver Effekt die Stromerzeugung ohne Freisetzung von Kohlendioxid angesehen. Da die infolge des Treibhauseffektes entstehenden Kosten zu einem großen Teil nicht mit in den Kosten der Privaten enthalten sind, spielen sie zur Zeit auch keine Rolle bei Investitionsentscheidungen in Energieanlagen. Dadurch kann es aber zu nicht optimalen Entwicklungen kommen, da in Energien, die zu keinen oder geringen Kohlendioxid-Emissionen führen, zu wenig, und in Energien, die zu hohen Kohlendioxid-Emissionen führen, zu viel investiert wird. Dies ist eines der Argumente, mit dem die Betreiber von Wasserkraftanlagen eine finanzielle Unterstützung fordern. Es wurde schon im Kapitel über die betriebswirtschaftlichen Aspekte angesprochen. Für die Höhe dieser Unterstützung müßte aber bekannt sein, wie hoch die positiven externen Effekte aus der Stromerzeugung ohne Kohlendioxid-Emissionen sind. Für deren ökonomische Bewertung können folgende, verschiedene Wege beschritten werden: In der Literatur werden vor allem Ansätze zur Ermittlung

- der entstehenden *Schadenskosten* (Kapitel 8.1) oder
- ausgehend von einem politischen Reduktionsziel der Vermeidungskosten bestimmt werden (Kapitel 8.2).

8.1 Quantifizierung der Schadenskosten

Bevor auf eine Untersuchung von Fankhauser (1995) näher eingegangen wird, um an ihr den Ansatz dieser Studien aufzuzeigen, soll ein kurzer Überblick über Studien anderer Autoren gegeben werden. Sie wurden in der Regel für einen sogenannten *Benchmark-Fall* erstellt, d.h. den Schadensberechnungen werden diejenigen Temperaturerhöhungen zugrundegelegt, die sich bei einer Verdoppelung der Konzentration der Kohlendioxid-Emissionen gegenüber dem vorindustriellen Niveau ergeben würde.

Eine der ersten Studien zu den Folgekosten des anthropogenen Treibhauseffektes war die von Nordhaus (1991). In dieser Studie schätzte er die Schäden an marktfähigen Gütern in den USA (Landwirtschaft, Küstenschutz, Landverluste, Veränderung des Energiebedarfs). Zentrales Ergebnis dieser Untersuchung war, daß eine zu starke Reduzierung von klimarelevanten Gasen zu höheren Kosten als Nutzen führen würde. Nordhaus ermittelte soziale Kosten von \$ 7,3 pro Tonne Kohlenstoff. Klimapolitik würde sich daher nur "lohnen", wenn die Vermeidungskosten unterhalb dieser Kostengröße bleiben würden. Daher sollten zwar die FCKW-Emissionen völlig, die Kohlendioxid-Emissionen aber nur um zwei Prozent reduziert werden. Die zweite wichtige Gesamtab schätzung wurde von Cline (1992) im Auftrag der OECD ebenfalls für die USA durchgeführt. Er schätzte die Schadenskosten für den Agrarsektor, Naturkatastrophen, Küstenschutzmaßnahmen, Landverluste, Immigrationskosten, hitzebedingte Sterblichkeit, Wasserversorgung, Holzverluste, Artenverluste und den Energiebedarf ab. Cline kam als Ergebnis auf 53,4 Mrd. US-Dollar Schadenskosten.

Hohmeyer und Gärtner haben 1992 im Auftrag der Europäischen Kommission eine Studie zu den weltweiten Folgekosten der Klimaänderung erstellt. Darin haben sie die Gesamtkosten für den Zeitraum von 1990 bis 2030 für die Auswirkungen auf die weltweite Nahrungsversor-

gung, für Naturkatastrophen, den zusätzlichen Küstenschutz, Landverluste, Migration, erhöhte Sterblichkeit durch Hitzewelle und ansteckende Krankheiten abgeschätzt. Obwohl sie weniger Schadenskategorien untersucht haben als z. B. Cline (1992) und Fankhauser (1995; s.u.), kommen sie mit 540 Billionen US-Dollar auf einen deutlich höheren Gesamtschaden. Dies liegt darin begründet, daß die von Hohmeyer und Gärtner berechneten Kosten vor allem auf die mit einer möglichen Klimaänderung verbundenen Todesfälle zurückzuführen sind. Im Gegensatz zu den meisten Studien konzentrieren sie sich auf die Dritte Welt und gehen in ihren Modellen davon aus, daß als Folge des Treibhauseffektes mit einer Verringerung der globalen Nahrungsmittelproduktion zu rechnen ist und infolgedessen mit mehreren Millionen Hungertoten in der Dritten Welt (vgl. hierzu Ewers, Rennings 1996: 149f; Friedrich et al. 1996: 59ff.). Außerdem setzen Hohmeyer und Gärtner für den „Wert eines Menschenleben“ generell mit 1,6 Mio. DM an. Fankhauser dagegen rechnet z. B. mit unterschiedlichen Sätzen, die er nach Regionen - OECD, ehemalige Sowjetunion, Lateinamerika, Andere - differenziert.

Schließlich sei noch auf eine Untersuchung von Azar und Sterner (1996) hingewiesen, die bei der Betrachtung eines Zeithorizontes von 300 bis 1.000 Jahren zu Schadenskosten von 260 bis 590 US \$ pro t Kohlenstoff kommen (entspricht rd. 960 bis 2.200 US \$ pro t Kohlendioxid bei einem Faktor von 1 : 3,7 Kohlenstoff zu Kohlendioxid). Zurückzuführen sind die Kosten u.a. auf eine veränderte Diskontierung – sie gehen nicht mehr von einem konstanten Diskontfaktor aus, sondern lassen ihn im Zeitablauf kleiner werden, wodurch später anfallende Schäden ein höheres Gewicht bekommen – und berücksichtigen die ungleiche Einkommensverteilung in verschiedenen Regionen der Welt, was zu einer unterschiedlichen Bewertung der Schäden je nach Region führt.

Tabelle 12: Schäden des anthropogenen Treibhauseffektes im Benchmark-Fall

Studie in Klammern ist die jeweils angenommene Erwärmung genannt	USA in % BSP	Global in % BSP	in Mrd. US-Dollar
Nordhaus 1991, (3°)	1	1,33	48,6
Cline 1992, (2,5°)	1,1		53,4
Titus 1992, (4°)	2,5		121,3
Tol 1993, (3°)	1,5	1,6 – 2,6	74,2 USA 319 – 530 Global
Tol 1995	1,5		74,0 USA 315,7 Global
Hohmeyer, Gärtner (1992)			504 Billionen* Global

Quelle: zusammengestellt nach Fankhauser (1995: 17ff.), Tol (1995), Hohmeyer, Gärtner (1992)

* Gesamtschadenskosten für den Zeitraum von 1990 bis 2030;

BSP = Bruttonationalprodukt

Fankhauser (1995) nimmt das Jahr 1988 zur Basis seiner Berechnungen, d.h. Ausgangsbasis ist die Welt mit ihren Wirtschaftsstrukturen im Jahr 1988. Die Auswirkungen werden für eine Verdoppelung der Kohlendioxid-Konzentration gegenüber vorindustriellem Niveau ab-

geschätzt. Nach seinen Berechnungen kann als einigermaßen begründete Spannweite von Schäden in Höhe von ein bis zwei Prozent des weltweiten Bruttosozialproduktes ausgegangen werden (vgl. die folgende Tabelle). Damit liegt auch Fankhauser nicht in einer völlig anderen Größenordnung als Nordhaus. Doch entscheidend ist vielmehr, wie diese Ergebnisse und die bestehen Unsicherheiten der Untersuchung interpretiert werden.

Zum einen sind die Verteilungswirkungen zwischen entwickelten und nicht-entwickelten Ländern zu berücksichtigen. Eine Analyse der Folgekosten zeigt, daß die Nicht-OECD Länder (China und Rest der Welt ohne frühere Sowjetunion) um vieles stärker betroffen sind. Nordhaus hatte damals die Ergebnisse für die USA einfach auf die Welt übertragen. Fankhauser dagegen schätzt, daß die Schäden in diesen Ländern um 60 Prozent höher sind als in den OECD-Ländern. Gründe dafür sind zum einen die stärkeren Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und der höhere Bestand an natürlichen Habitaten und Feuchtgebieten in diesen Ländern. Zum anderen ist eine wichtige Einsicht, daß der größte Teil der Schäden - nach Fankhauser rund zwei Drittel - im Bereich nicht-marktlicher Güter zu erwarten ist: Hierzu gehören u.a. die Auswirkungen auf biologische Vielfalt und der Verlust von Feuchtgebieten.

Tabelle 13: Kostenschätzung für Verdoppelung der Kohlendioxidkonzentration

Schaden	Kosten in Mrd. \$		
	EU	USA	Welt
Region			
Küstenschutz	0,1	0,2	0,9
Bodenverlust	0,3	2,1	14,0
Verlust von Feuchtgebieten (Küstennähe)	4,9	5,6	31,6
Verlust an Arten und Ökosystemen	9,8	7,4	40,5
Landwirtschaft	9,7	7,4	39,1
Forstwirtschaft	0,1	0,6	2,0
Fischereiwirtschaft	-	-	-
Energie	7,0	6,9	23,1
Wasser	14,0	13,7	46,7
Krankheit und Sterblichkeit	13,2	10,0	49,2
Luftverschmutzung	3,5	6,4	15,4
Migration	1,0	0,5	4,3
Naturkatastrophen	0	0,2	2,7
Gesamt	63,6	61,0	269,5

Quelle: Fankhauser (1995: 55); eigene Zusammenstellung

Schließlich ist bei der Beurteilung bisheriger Studien zu berücksichtigen, daß fast allen die Annahme einer Verdoppelung der Kohlendioxid-Konzentration gegenüber dem vorindustriellen Niveau zugrunde liegt. Doch ohne ein politisches Gegensteuern kann nicht davon ausgegangen werden, daß die Konzentration nicht noch weiter ansteigen wird: Die Schäden dürften also bei "business as usual" langfristig um ein Vielfaches höher liegen, ohne daß darüber heute abgesicherte Aussagen gemacht werden können. Das Ergebnis der Untersuchung von Fankhauser zeigt, daß in den nächsten zehn bis fünfzehn Jahren eher eine moderate Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen angezeigt zu sein scheint, da die Kosten

der Anpassung kurzfristig hoch sind. In mittelfristiger Sicht jedoch scheint eine Analyse der Nutzen und Kosten für eine stärkere Vermeidung zu sprechen, dies vor allem dann, wenn die sog. „secondary benefits“¹⁵ mit betrachtet werden.

Der „gesamte“ Schaden beläuft sich nach Schätzung von Fankhauser mit Ausnahme von China und der früheren Sowjetunion aus etwa 1,5 Prozent des GNP. Dabei handelt es sich zum größten Teil (2/3) um Schäden, die sich unter den gegebenen Umständen nicht auf Märkten niederschlagen.

Tabelle 14: Folgeschäden einer Verdoppelung der Kohlendioxid-Konzentration in verschiedenen Regionen

Region	Mrd. \$ (1988)	% BSP (1988)
Europäische Union	63,6	1,4
USA	61,0	1,3
andere OECD-Länder	55,8	1,4
frühere Sowjetunion	18,2	0,7
China	16,7	4,7
Rest der Welt	54,2	2,0
OECD	180,4	1,3
Nicht OECD	89,1	1,6
Welt	269,5	1,4

Quelle: Fankhauser (1995: 55)

Als einigermaßen begründete Spannweite geht Fankhauser von Schäden in Höhe von ein bis zwei Prozent des weltweiten BSP aus. Für die Nicht-OECD Länder (d.h. China und den Rest der Welt, wobei die Sowjetunion ausgelassen wird) werden Schäden in Höhe von 70 Mrd. US-Dollar erwartet, das entspricht 2,2 Prozent des regionalen BSP und ist um 60 Prozent höher als die für die industrialisierten Länder berechneten Schadenswerte.

8.2 Quantifizierung der Vermeidungskosten

Für die Quantifizierung der Kosten der Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen stehen zwei Ansätze zur Verfügung, die in der Literatur als „Top down“ und „Bottom-up“ bezeichnet werden (vgl. Michaelis 1996, Loske 1996). Die Ergebnisse der Studien zu den Kosten des Klimaschutzes hängen dabei in sehr hohem Maße ab von den Annahmen über (vgl. Grubb et al. 1993):

- das Bevölkerungswachstum,
- das Wirtschaftswachstum,
- die Kosten und Verfügbarkeiten von Energietechnologien,

¹⁵ Als *Secondary Benefits* werden diejenigen Nutzen aus einer Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen angesehen, die durch eine gleichzeitige Verminderung anderer Schäden entstehen: Beispiel hierfür ist der Rückgang von Schwefeldioxid-Emissionen im Zuge einer Klimaschutzpolitik, die erfolgreich die Verbrennung fossiler Energieträger mindert (vgl. z. B. Ekins 1996).

- den autonomen technischen Fortschritt und den entsprechenden Strukturwandel,
- die Geschwindigkeit der Erneuerung des Kapitalstocks,
- die Veränderung der Konsummuster,
- die Entwicklung der Handelsbeziehungen,
- die Wahl der Diskontrate und die Wahl der Politikinstrumente.

Eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist daher kaum bzw. nur eingeschränkt möglich.

Top-down Studien

Die auf dem Top-down Ansatz (makroökonomische Studien) aufbauenden Schätzungen haben die Modellierung prinzipieller makroökonomischer Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Aktivität und Umweltbelastung zur Grundlage. Im Kohlendioxid-Fall wird die Technologie der betrachteten Sektoren in der Regel durch ineinander verschaltete Produktionsfunktionen vom CES- oder Cobb-Douglas-Typ beschrieben. Sie bilden auf der höchsten Aggregationsstufe die Faktoren Arbeit, Kapital und Energie, auf den darunterliegenden Stufen die entsprechenden Substitutionsmöglichkeiten zwischen den verschiedenen Energieträgern ab.

Im ersten Schritt wird bei den Top-down Schätzungen zunächst ein „business as usual“-Szenario berechnet, das die zukünftige Entwicklung von Sozialprodukt und Emissionen unter Fortschreibung des Status quo darstellt. Im dann folgenden Schritt werden die umweltpolitischen Maßnahmen, wie etwa die Erhebung einer Emissionsabgabe, in das Modell eingeführt und die aus der erneuten Simulation resultierenden Zeitpfade mit dem „business as usual“ verglichen. Die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Schadstoffvermeidung lassen sich dann aus den Unterschieden zwischen den Entwicklungen des Sozialproduktes im jeweiligen Fall ableiten. In diesen Modellen hängen die Kosten vor allem von den angestrebten Reduktionszielen im Verhältnis zum jeweiligen „business as usual“-Szenario ab und von den im Modell enthaltenen Vermeidungs- und Substitutionsmöglichkeiten (langfristig betrachtet ist hier vor allem die Existenz einer Backstop-Technologie von Bedeutung).

Tabelle 15: Verlust an Bruttosozialprodukt im Falle der Emissionsstabilisierung (auf dem Niveau von 1990) in Top-down Modellen (Prozent gegenüber dem Trendfall)

Region	Edmonds/Reilly		GREEN		Manne, Richels	
	2020	2050	2020	2050	2020	2050
USA	0,58	0,81	0,29	0,36	1,08	2,11
sonst. OECD	0,74	0,92	0,30	0,62	0,75	1,31
ehem. UDSSR	0,02	0,33	1,39	2,07	1,34	0,79
China	3,42	5,67	3,37	5,56	2,80	4,05
Rest der Welt	1,76	2,96	3,89	4,45	5,20	5,38

Quelle: IPCC 1996, zitiert nach Loske (1996: 206)

Top-down Schätzungen erfordern gegenüber den Bottom-up Schätzungen ein wesentlich höheres Maß an Informationen. Der Grund hierfür ist, daß sich die partialanalytische Abschätzung auf technologisch determinierte Vermeidungskosten beschränkt, während bei

Top-down Ansätzen alle relevanten gesamtwirtschaftlichen Verflechtungen in die Analyse einzubeziehen sind (so z. B. die Einbeziehung außenwirtschaftlicher Effekte).

Bottom-up Studien

Bei den Untersuchungen nach dem Bottom-up Ansatz (ingenieurtechnisch-betriebswirtschaftliche Studien) geht es darum, konkrete technologische Möglichkeiten zur Vermeidung von Kohlendioxid auf ihre Kosten und Einspareffekte hin zu untersuchen. Dabei werden im Idealfall alle Stufen von der Energieerzeugung bis zum Endverbraucher berücksichtigt, so daß ein möglichst umfassendes Bild der verfügbaren Einsparpotentiale gewonnen wird. Anschließend werden die jeweiligen Durchschnittskosten pro Tonne vermiedene Kohlendioxid-Emissionen berechnet und die einzelnen Vermeidungsoptionen nach ihrer Wirtschaftlichkeit angeordnet.

Ergebnis der Bottom-up Ansätze ist häufig, daß umfangreiche Reduktionspotentiale zu negativen (no-regret) oder nur geringen Kosten realisiert werden können. Begründet wird dies damit, daß durch technische Innovationen eine deutliche Steigerung der Energieeffizienz erreicht werden könnte. Die Durchsetzungsgeschwindigkeit und -rate der neuen Technologien werden meist sehr optimistisch eingeschätzt. Außerdem werden in den Bottom-up Studien die Transaktionskosten für die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Realisierung der Einsparoptionen in der Regel als gering angesehen. Die vorgeschlagenen Maßnahmen richten sich vor allem auf die Verbesserung von Marktmechanismen (z. B. Subventionsabbau, Abbau von wettbewerbsverzerrenden Monopolen, Internalisierung externer Effekte mittels einer Ökosteuer), den Erlaß und die Modifizierung von Gesetzen und Verordnungen (Wärme-schutzverordnung), die Schaffung von entsprechenden Institutionen (Programme zur Verbesserung der bei den Akteuren vorhandenen Informationen über Möglichkeiten zur Energieeinsparung) und auch auf staatliche Aufsichtspraktiken.

Tabelle 16: Geschätztes Reduktionspotential für durchschnittliche Reduktionskosten von Null in Nicht-OECD Ländern

Studie	Land	2005/10 (%)	2015/20 (%)	2025/30 (%)
IPSEP (1993)	EC-5		> 26 - 58	> 60
FRG Enquete (1992)	Germany	30		
Mills et al. (1991)	Schweden	> 35		
Crash Programme (1991)	UK	> 21		
UNEP (1994a,b)	Denmark	> 21		

Quelle: Bruce et al. (1996: 318)

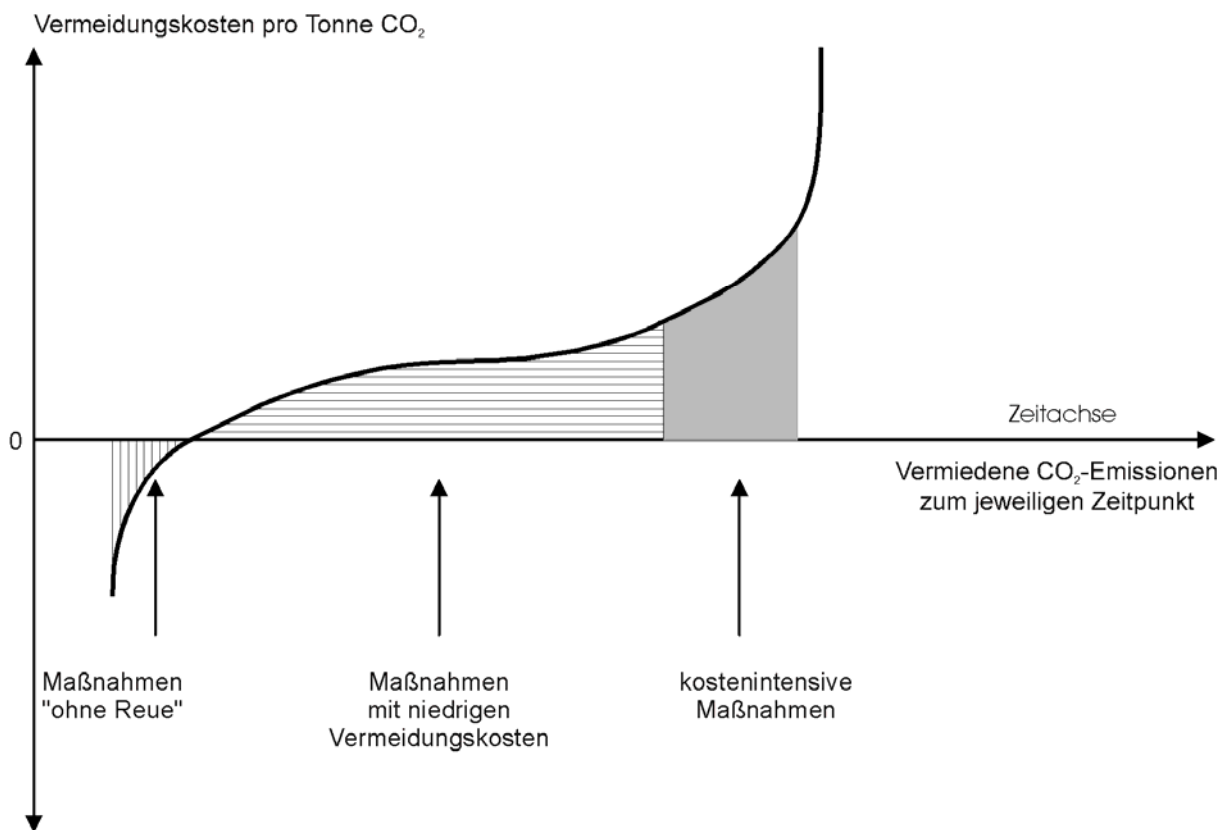
Die Vermeidungskostenkurve

Die gesamtwirtschaftlichen Kostenkurven weisen in der Regel einen S-förmigen Verlauf auf (vgl. Bruce 1996, Loske 1996: 166) und beginnen im negativen Bereich. Die folgende Abbildung verdeutlicht noch einmal den Verlauf der Vermeidungskostenkurve, der folgende Phasen aufweist:

1. Es existieren Kohlendioxid-Minderungspotentiale, die zu negativen Kosten, also rentabel erschlossen werden können (no-regret [ohne Reue] Maßnahmen),

2. es existiert ein mittlerer Bereich, in dem Kohlendioxid-Minderungspotentiale mit geringen Kosten erschlossen werden können; die Kosten jeder zusätzlich vermiedenen Tonne Kohlendioxid liegen nur geringfügig höher als die der zuvor vermiedenen und
3. es existiert ein Bereich, in dem die Kosten für die Vermeidung jeder weiteren Tonne Kohlendioxid gegenüber den Kosten für die vorherige Tonne stark ansteigen.

Abbildung 4: Vermeidungskostenkurve für Kohlendioxid-Emissionen



Quelle: nach Loske (1996: 167)

Beispiel für kostenfreie Verminderung von Kohlendioxid-Emissionen

In ihrer Untersuchung zur Wirtschaftlichkeit zweier geplanter Laufkraftwerke an der Donau (Wildungsmauer: 242 MW und Wolfsthal-Bratislava II: 86 MW) gehen Schönböck et al. (1997) auch der Frage nach, zu welchen Kosten alternativ Potentiale zur Stromeinsparung erschlossen werden könnten. Zu prüfen war in ihrem Fall, ob es Einsparpotentiale in Höhe des Regelarbeitsvermögens *eines* dieser beiden Kraftwerke gibt und zu welchen Kosten sie erschlossen werden können. Als einzusparende Strommenge (Regelarbeitsvermögen) ermittelten sie für das Kraftwerk Wildungsmauer 1.164 GWh und für das Kraftwerk Wolfsthal-Bratislava II 436 GWh.

Als mögliches Potential für die Stromeinsparung haben die Autoren den Bereich „Haushaltsgeräte“ ausgewählt, auf den in Österreich 26 Prozent der Endnachfrage zurückzuführen sind. Um das kostengünstigste Potential zu ermitteln, wurde eine Marktanalyse durchgeführt, in der nach dem Kriterium geringer Stromverbrauch die jeweiligen Marktbestgeräte für Waschmaschinen, Wäschetrockner etc. ermittelt wurden. Sie kamen zu dem Ergebnis, daß nur bei Waschmaschinen, Wäschetrocknern, Gefriertruhen und Energiesparlampen ein deutlicher

Zusammenhang zwischen Kaufpreis und Energieverbrauch bestand. Bei den anderen Geräten stieg der Preis nicht signifikant an, wenn die Geräte deutlich energieeffizienter waren.

Anschließend wurde dann das Stromsparpotential (= Anzahl der ersetzten und neubeschafften Geräte mal geringerer Verbrauch) für die Geräte aufsummiert, für die keine zusätzlichen Investitionskosten auftreten. Grund hierfür ist, daß Kosten-Nutzen-Analysen bei der Berechnung der Vermeidungskosten dazu verpflichten, zunächst das kostengünstige Potential zu nutzen. Für das Kraftwerk Wolfsthal reichte das Einsparpotential im Bereich Kühlgeräte aus, um das Regelarbeitsvermögen dieses Kraftwerks durch Stromeinsparung zu substituieren. Für beide Fälle wurde berücksichtigt, daß das Einsparpotential bis zur möglichen Fertigstellung des jeweiligen Kraftwerks im Jahre 2002 erschlossen sein muß. Für das Kraftwerk Willingmauer wurden noch die beiden Gerätetypen Wäschetrockner und Gefriergeräte mit notwendigen Mehrinvestitionen herangezogen, um durch Aufsummierung der möglichen Einsparmengen das Regelarbeitsvermögen dieses Kraftwerks zu erreichen. Das Fazit der Autoren ist, daß sehr wahrscheinlich kostengünstigere Stromsparpotentiale zumindest in Höhe des Regelarbeitsvermögens eines der beiden Kraftwerke bestehen. Aus ihrer Sicht besteht daher für den Bau der Kraftwerke kein Zeitdruck. Außerdem würde die Ausweitung des Angebots zum einen dazu führen, daß die Nutzung dieser Stromsparpotentiale sich weiter verzögern würde und damit auch die Chancen auf Verringerung des regelmäßig wiederkehrenden höheren Energiebedarfs, insbesondere in der kalten Jahreszeit, schmälern.

Was läßt sich aus diesen Ergebnissen für die Bewertung kleiner Wasserkraftwerke in Deutschland ableiten? Würden in etwa gleiche Verhältnisse bei der Ausstattung mit Haushaltsgeräten deutscher Haushalte wie in Österreich gelten, dann ließe sich vermuten, daß die durch kleine Wasserkraftanlagen noch wirtschaftlich erschließbare Strommenge von rund 1 TWh¹⁶ mit großer Wahrscheinlichkeit kostengünstiger durch die Aktivierung entsprechender Einsparpotentiale zu ersetzen wären.

Jenseits der Frage nach der Übertragbarkeit der Ergebnisse aus Österreich ist folgendes zu berücksichtigen: Mögliche Einsparpotentiale, wenn es denn gelingt, sie zu realisieren, können natürlich auch für andere Verwendungen „genutzt“ werden: Zu denken ist hier z. B. an die Substitution eines Teils der Kapazität von Kernkraftwerken. Dies ist politisch zu entscheiden. Zum anderen ist entscheidend, wie die weitere Stromnachfrage verläuft: Sollte z. B. durch den verstärkten Einsatz von Elektroautos die Nachfrage nach der Edelennergie Strom stark zunehmen, dann könnten die Kosten für die Erschließung der Stromsparpotentiale stark steigen und damit auch die hier getroffene Aussage relativieren.

8.3 Die Diskontierung und ihre Auswirkung auf die „Wirtschaftlichkeit“

Ein Problem für die Bewertung der Kosten und der Nutzen liegt darin, daß sie jeweils an weit auseinanderliegenden Zeitpunkten anfallen: Während die Kosten für die jetzigen Generationen anfallen, würden die Nutzen - je nach Interpretation der Stärke des anthropogenen

¹⁶ Diese Zahl geht auf Angaben von Grawe und Wagner (1996: 8) zurück, die in dieser Größenordnung realisierbare Ausbauerwartungen zwischen 1995 und 2005 sehen. Das technisch möglich gehaltene Potential wird um ein Vielfaches höher eingeschätzt.

Treibhauseffektes - erst für spätere Generationen anfallen. Sollen die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallenden Kosten und Nutzen miteinander vergleichbar gemacht werden, dann müssen sie auf einen gemeinsamen Zeitpunkt bezogen werden. Dies geschieht in der Ökonomie mit Hilfe der Diskontierung, mit der der sogenannte Gegenwartswert ermittelt wird. Die Diskontrate drückt aus, wie die zukünftig anfallenden Kosten und Nutzen von den Individuen aus heutiger Sicht bewertet werden - Beobachtungen zeigen, daß zukünftige Werte normalerweise geringer bewertet werden als in der Gegenwart entstehende. Begründet wird die Diskontierung im wesentlichen mit den folgenden beiden Faktoren (vgl. hierzu z. B. OECD 1994):

1. **Zeitpräferenz:** Damit wird ausgedrückt, daß die Individuen lieber heute als morgen den Nutzen aus Konsum sich aneignen wollen (Bei einem Angebot von 1.000 DM heute oder in einem Jahr würden die meisten die 1.000 DM jetzt nehmen anstatt noch ein Jahr zu warten). Die individuelle Zeitpräferenz läßt sich erklären durch Unsicherheit, Ungeduld, Kurzsichtigkeit und im Zeitablauf steigenden Wohlstand.
2. **Opportunitätskosten:** Opportunitätskosten entstehen bei einer positiven Nettokapitalproduktivität. Diese ist dann gegeben, wenn durch den Verzicht auf den Teil des derzeit möglichen Konsums die Konsummöglichkeiten in der Zukunft gesteigert werden können. Die Diskontrate oder auch Zeitpräferenzrate gibt an, um wieviel die Konsummöglichkeiten zunehmen müssen, damit der Verzicht auf den gegenwärtigen Konsum einen besserstellt.

Der neoklassischen Theorie folgend ergibt sich die Höhe der Diskontierung aus den individuellen Präferenzen und den Kapitalmarktzinsen (funktionsfähige Märkte vorausgesetzt). Diskutiert wird vor allem die Frage, ob Gesellschaften dieselbe Diskontrate verwenden sollten wie sie Individuen ihren Entscheidungen zugrunde legen. Dagegen spricht u.a., daß Gesellschaften als ganze länger bestehen als Individuen leben und sich damit schlechter stellen würden, wenn sie zukünftige Kosten aus heutiger Sicht als zu gering bewerten würden (diese Argumentation wird insbesondere im Zusammenhang mit der Bewertung von Umweltschäden angeführt). Einige Empfehlungen gehen daher in die Richtung, daß bei öffentlichen Projekten eine geringere Diskontrate angesetzt werden sollte, als Private bei ihren Projekten ansetzen. Das schwierige Problem dabei ist aber, um wieviel die Diskontrate reduziert werden soll.

An dieser Stelle soll nur kurz angemerkt werden, daß es in der Ökonomie, insbesondere der ökologischen Ökonomie, eine sehr kontroverse Diskussion darüber gibt, ob eine Diskontierung aus Gerechtigkeitsüberlegungen angemessen bzw. gerechtfertigt ist, wenn zukünftige Generationen von den – negativen – Auswirkungen heutiger Entscheidungen betroffen sind. So gehen Vorschläge dahin, in derartigen Fällen keinerlei Diskontierung vorzunehmen bzw. die Reichweite der Diskontierung zu begrenzen durch Begrenzungen der Ressourcennutzungen¹⁷. Diese Diskussion kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht geführt werden. Der Abschnitt über den Ansatz der Diskontierung hat vor allem die Aufgabe, einen Eindruck von ihren Auswirkungen vor allem auf die Höhe der ermittelten Schadenskosten zu geben.

¹⁷ Vgl. u.a. das Kapitel in Hanley, Spash (1993), ausführlich Hampicke (1992) und auch Norgaard, Howarth (1991) sowie Howarth, Norgaard (1995)

Sensitivitätsanalyse für verschiedene Diskontraten

Dem Diskontierungsfaktor kommt eine erhebliche Bedeutung für die Ergebnisse von Bewertungsstudien zu; je höher der Diskontsatz gewählt wird, desto geringer werden die zukünftigen Kosten oder Nutzen bewertet. Wird z. B. für die Berechnung der Folgekosten des Treibhauseffektes von Nordhaus ein geringerer Diskontsatz angesetzt, dann führt dies auch auf der Grundlage seiner Datenerhebungen nicht mehr zur der Politikempfehlung, nur geringe Vermeidungsaktivitäten zu unternehmen. Bei einem Diskontsatz von Null wird es selbst bei den Ergebnissen der Untersuchungen von Nordhaus rational, relativ umfassende Vermeidungsaktivitäten zu betreiben (vgl. Hennicke, Becker 1995: 35).

Um die Auswirkungen unterschiedlicher Diskontierung zu verdeutlichen, führt Lee (1995) eine Sensitivitätsanalyse durch, für die er zwei verschiedene Kostenkurven und drei verschiedene Nutzenkurven annimmt. Dabei gibt ein Nutzen-Kosten-Verhältnis von größer eins an, daß die Vorteile (Nutzen) aus dem Emissionsverminderung die Nachteile (Kosten) überwiegen. Umgekehrt zeigt ein Nutzen-Kosten-Verhältnis von kleiner eins, daß die Kosten die Nutzen übersteigen würden und somit die entsprechende Klimaschutzpolitik aus ökonomischer Sicht nicht vorteilhaft wäre.

Kostenkurven:

K1: Frühe Verminderung: Die Relation von Vermeidungskosten und Sozialprodukt steigt zunächst stärker, um dann nach einem Höhepunkt langsam zu fallen und schließlich zu einem konstanten Betrag (Anteil am Sozialprodukt) überzugehen.

K2: Allmählich Steigerung: Die Relation von Vermeidungskosten und Sozialprodukt steigt allmählich, um dann auf einem konstanten Niveau zu verbleiben.

Nutzenfunktionen einer Schadensverminderung (Verminderung der Emissionen):

B1: Logistische Schadensfunktion: Der Schaden als Anteil am Sozialprodukt wächst allmählich, um dann ab einem bestimmten Niveau konstant zu bleiben.

B2: Lineare Schadensfunktion: Der Schaden wächst monoton linear mit der Erhöhung der Temperatur.

B3: Katastrophen Szenario: An einem bestimmten Zeitpunkt t kommt es zu einer Katastrophe, die eine drastische Reduktion des Sozialproduktes zur Folge hat.

Ergebnisse

1. Je niedriger die Diskontrate ist, desto größer wird das Nutzen-Kosten-Verhältnis. Ist die zugrundegelegte Diskontrate gleich drei Prozent, dann ergeben alle Kombinationen von Nutzen- und Kostenkurven ein Nutzen-Kosten-Verhältnis von größer eins. Liegt die gewählte Diskontrate allerdings bei acht Prozent, dann ergibt sich nur für den Katastrophenfall eine Nutzen-Kosten-Verhältnis von größer eins. In allen anderen Fällen wären die Kosten einer Vermeidung der Kohlendioxid-Emissionen zu hoch, d.h. unwirtschaftlich.


Abbildung 5: Nutzen- und Kostenkurven für unterschiedliche Szenarien im Zeitraum 1990 bis 2100

Quelle: Lee (1995: 90)

Tabelle 17: Sensitivitätsanalyse für das Nutzen-Kosten-Verhältnis in Abhängigkeit der Diskontrate

Nutzenkurve	Diskontrate %	K1	K2
B1	3	1,42	1,31
	4	1,18	1,22
	5	0,98	1,13
	8	0,62	0,91
B2	3	1,17	1,08
	4	0,98	1,02
	5	0,85	0,97
	8	0,66	0,95
B3	3	3,38	3,13
	4	2,95	3,06
	5	2,58	2,97
	8	1,84	2,67

Quelle: Lee (1995: 91)

 Klimaschutz unwirtschaftlich, d.h. die Kosten übersteigen die Nutzen.

- Das Nutzen-Kosten-Verhältnis reagiert im Fall der Kostenkurve K2 weniger stark als im Fall der Kostenkurve K1. Im Fall von K1 fallen die Kosten früh an, die Nutzen - bis auf den Fall des Katastrophenszenarios - aber erst sehr spät.

3. Im Fall des Katastrophenszenarios liegt das Nutzen-Kosten-Verhältnis für eine breite Palette von Diskontraten über eins, das heißt eine Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen ist in jedem Fall wirtschaftlich. Allerdings hängt dies sehr stark davon ab, wie weit entfernt vom heutigen Tag die „Katastrophe“ eintritt.
4. Je stärker Kosten und Nutzen zeitlich auseinanderfallen (Kosten frühzeitig, Nutzen spät in der Zukunft), desto niedriger sind die Nutzen-Kosten-Verhältnisse, wenn mit einer positiven Diskontrate diskontiert wird. Dies zeigt sich sehr deutlich an den Ergebnissen, die Lee für die Betrachtung eines Zeitraumes von 300 Jahren darstellt (vgl. Lee 1995: 92).

Mit diesen Ausführungen sollte vor allem gezeigt werden, wie stark die Ergebnisse der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung des Klimaschutzes von a) vom gewählten Diskontsatz und b) vom unterstellten Verlauf der Nutzen- und Kostenkurven abhängt.

8.4 Einschätzung der Folgekosten des anthropogenen Treibhauseffektes

Die Berechnungen der Kosten des anthropogenen Treibhauseffektes - seien es die Vermeidungskosten, die Schadenskosten oder auch die Nutzen auf einer Abwendung von Klimaschäden - sind mit großen Unsicherheiten behaftet. Als noch am besten gesicherte Ergebnisse sind die Schätzungen über die Vermeidungskosten anzusehen, da die ermittelten *Schadenskosten* aufgrund vieler Einflußfaktoren als (noch) recht unsicher anzusehen sind (vgl. INFRAS et al. 1996: 107): Die Studien haben z.T. sehr unterschiedliche Berechnungsrahmen (wie Diskontrate, Bewertung von Menschenleben, etc.) und sind auch von der zeitlichen und räumlichen Reichweite her sehr verschieden. Die meisten dieser Schätzungen konzentrieren sich auf diejenigen Schäden, die einigermaßen leicht quantifizierbar sind (Deichbauten, Landverluste in Küstennähe hochentwickelter Länder, Produktionsausfälle etc.). Und schon diese Kosten werden nur sehr unvollständig erfaßt. Dagegen werden die potentiell gravierendsten Kosten (wie z. B. die Folge einer Veränderung des Golfstromes, Migrationskosten) nicht adäquat berücksichtigt. Die sehr hohen Schadenskosten in einigen Studien sind vor allem auf die angenommene Anzahl klimabedingter Todesfälle und deren Bewertung zurückzuführen. Schadenskosten, so die Autoren der Studie von INFRAS et al., eignen sich zwar zur Illustrierung und zum Nachweis der Nutzen einer Klimapolitik, nicht aber als Kostenindikatoren. Diesen Zweck können die Vermeidungskosten viel besser erfüllen.

Für die *Vermeidungskosten* läßt sich als Trend feststellen, daß sie im Laufe der Zeit deutlich gesunken sind. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, daß die Untersuchungen selbst detaillierter geworden sind. Zum anderen ist aber auch zu konstatieren, daß die Vermeidungskosten infolge technischen Fortschritts gesunken sind und heute geringere Energieverbräuche prognostiziert werden. So wurden für die Schweiz die Vermeidungskosten von INFRAS für das Vermeidungsziel „50 Prozent bis 2025 gegenüber 1990“ in einer Studie 1994 noch 5,2 bis 7,2 Mrd. Sfr. pro Jahr errechnet. Inzwischen werden für dieses Vermeidungsziel Kosten in Höhe 3,4 bis 4,4 Mrd. Sfr. angegeben (vgl. INFRAS et al. 1996: 105). Als Grund hierfür nennen die Autoren, daß das Bundesamt für Energiewirtschaft der Schweiz einen bedeutend langsameren Anstieg für den Verbrauch fossiler Energieträger prognostiziert. Weiterhin gehen sie davon aus, daß die tatsächlichen Vermeidungskosten eher am

unteren Rand des geschätzten Bereichs liegen dürften, da der zu erwartende technische Fortschritt die Vermeidungskosten reduzieren wird.

Für die ökonomische Bewertung mit Hilfe einer Kosten-Nutzen-Analyse sind im Grunde die *sozialen Grenzkosten* für die Emission einer Tonne Kohlendioxid, und nicht durchschnittliche Schadens- oder Vermeidungskosten heranzuziehen. Mit den Grenzkosten wird angegeben, zu welchen Kosten die Emission einer weiteren Einheit Kohlendioxid führt. Ziel ist es schließlich, die Grenzkosten der Emission mit den Grenzkosten der Vermeidung - wieviel kostet Vermeidung einer weiteren Einheit - zu vergleichen, um so eine optimale Politikstrategie bestimmen zu können. Optimal wäre sie dann, wenn die Grenzschaadenskosten der Emission einer weiteren Einheit genau denen der Vermeidung einer weiteren Einheit gleich sind. Allerdings ist es relativ schwierig, die Grenzkosten zu ermitteln, da hierfür Informationen über den Verlauf der Emissionen über mehrere Jahrzehnte, den Verlauf der entsprechenden Schadensfunktion, die Diskontrate etc. benötigt werden. Aus diesen Gründen sind die ermittelten Grenzkosten mit recht hohen Unsicherheiten behaftet. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick.

Tabelle 18: Schätzung der durchschnittlichen Grenzkosten der Kohlendioxid-Emissionen in US-Dollar je Tonne Kohlenstoff

Studie	Zeitraum					
	Typ	p	1991 - 2000	2001 - 10	2011 - 20	2021 - 30
Nordhaus 1991	MC	3	7,3 (0,3 - 65,9)			
Ayres, Walter 1991	MC		30 – 35			
Nordhaus 1993	CBA	3	5,3	6,8	8,6	10,0
Cline 1992	CBA		5,8 - 124	7,6 - 154	9,8 - 186	11,8 - 221
Peck, Teisberg 1992	CBA		10 - 12	12 - 14	14 - 18	18 - 22
Maddison 1993	CBA		5,9 - 6,1	8,1 - 8,4	11,1-11,5	14,7-15,2
Fankhauser 1995	MC		20,3	22,8	25,3	27,8

Quelle: Fankhauser (1995: 61), eigene Ergänzung

Anmerkungen:

MC: Marginale Kosten (Grenzkosten)

CBA: Schattenpreis in Kosten-Nutzen-Analyse

p: Diskontrate

Fankhauser kommt zu Grenzschaadenskosten von \$20/tC für Emissionen zwischen 1991 und 2000. In den darauf folgenden Jahrzehnten steigen diese dann auf \$23/tC, \$25/tC und schließlich \$28/tC an (vgl. die folgende Tabelle). Er selbst sieht den Hauptanwendungsbereich dieser Grenzkostensätze in der Bewertung „kleiner“ Projekte (Fankhauser 1995: 71f.). Werden die Projekte aber so groß, daß durch sie der Kohlendioxid-Emissionspfad insgesamt beeinflußt wird, dann ändern sich damit auch die sozialen Kosten der Kohlendioxid-Emissionen. Die Grenzkosten eignen sich daher nicht dazu, eine „optimale“ Strategie für die Politik als Reaktion auf den anthropogenen Treibhauseffekt zu bestimmen. Als Beispiel rechnet Fankhauser die Nutzen aus einer Kohlendioxid-Verminderung durch ein Aufforstungsprojekt. Er nimmt an, daß durch das Aufforstungsprojekt für eine Dauer von 30 Jahren eine Millionen Tonnen Kohlendioxid gebunden wird. Dies ergibt insgesamt einen Nutzen von

680 Mio. Dollar (200 Mio. in der ersten Dekade, 230 Mio. in der zweiten und 250 Mio. in der dritten Dekade).

Im abschließenden Kapitel 13 wird auf verschiedene Kostensätze aus diesem Kapitel zurückgegriffen. Da zwischen den verschiedenen Ergebnissen eine erhebliche Spannweite besteht¹⁸, kann weder von einem konsensfähigen Wert über die zu erwartenden Schadenskosten des anthropogenen Treibhauseffektes noch von einem über die Vermeidungskosten ausgegangen werden. Bei der Abwägung der in dieser Studie vor allem interessierenden externen Effekte werden daher die Ergebnisse verschiedener Studien herangezogen, um die Bandbreite der diskutierten externen Kosten der Kohlendioxid-Emissionen entsprechend zu repräsentieren. Hierzu werden die Ergebnisse von Fankhauser (1995), von INFRAS (1996), GEMIS 3.0 sowie Ergebnisse von Hohmeyer und Gärtner (1992) herangezogen. Aufbauend auf der letzten Untersuchung wurden von Bräuer (1994) die sozialen Kosten der Wasserkraft ermittelt,¹⁹ die von den Befürwortern der Wasserkraft herangezogen werden.

Zu beachten ist, daß die Vermeidungskosten für die Klimapolitik die relevante Größe sind, wenn Maßnahmen zur Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen anstrebt werden: Sie geben diejenigen Kosten an, die entstehen, wenn heute Emissionen vermeiden werden. Die Schadenskosten sind dagegen eher eine Begründung dafür die Klimapolitik: Sie geben die Kosten an, die ohne politische Steuerungsmaßnahmen in der Zukunft zu erwarten sind.

¹⁸ Für einen Ansatz zur Erklärung dieser Spannweiten siehe Lee (1996): Externalities Studies: Why are the Numbers Different?

¹⁹ Bräuer (1994) gibt den sozialen Nutzen der Elektrizitätserzeugung aus Kleinwasserkraftwerken mit ca. 40 Pf/kWh (Preisbasis 1992) an. Allerdings weist er darauf hin, daß dieser Wert sich nur auf den Betrieb der jeweiligen Anlage beziehen würde. Bezüglich der sozialen Kosten der Vorleistungs- und Investitionsstrukturen bestehe dagegen noch Forschungsbedarf.

9 Externe Kosten von Auswirkungen auf Natur und Landschaft

Weiter oben wurde der Ansatz der Naturschutz-Ökonomie kurz dargestellt und es wurde ausgeführt, daß ihr Anliegen u.a. ist, die Auswirkungen ökonomischer Aktivitäten auf das öffentliche Gut „Natur und Landschaft“ zu bewerten. Im folgenden sollen nun einige Studien vorgestellt werden, in denen die externen Kosten der Auswirkungen auf Natur und Landschaft empirisch ermittelt wurden oder aufbauend auf diesen Studien Werte für die Bewertung von Natur und Landschaft abgeleitet wurden. Ziel dieses Kapitels ist es, Ansätze für die ökonomische Bewertung aufzuzeigen, die dann später für die Bewertung der kleinen Wasserkraftwerke herangezogen werden können.

9.1 Studien zur Bewertung von Natur und Landschaft

Zunächst soll ein Überblick über Arbeiten zur Bewertung von Natur und Landschaft und ihre Ergebnisse gegeben werden. Wie der Tabelle 19 zu entnehmen ist, sind seit Anfang der 90er Jahre auch im deutschsprachigen Raum einige Studien zur Bewertung von Natur und Landschaft durchgeführt worden. Im wesentlichen ging es dabei um die Zahlungsbereitschaft der Individuen für den Arten- und Biotopschutz oder für den Erhalt der Kulturlandschaft.

In der Tabelle sind nur diejenigen Studien bzw. Ergebnisse aus ihnen aufgeführt, die mit Hilfe der Contingent Valuation Method (CVM) ermittelt wurden. Charakteristisch für die CVM ist, daß bei dieser Bewertungsmethode hypothetische Märkte gebildet werden, in dem die Individuen direkt gefragt werden, wieviel ihnen der Erhalt einer bestimmten Kulturlandschaft wert ist. Bei allen anderen Bewertungsmethoden wird versucht, aus einem beobachtbaren Verhalten Rückschlüsse auf die individuelle Wertschätzung abzuleiten. Damit stellt die CVM die einzige Methode dar, mit der auch die nicht-nutzungsabhängigen Werte ermittelt werden können. Dadurch fließen auch die Präferenzen derjenigen Personen mit in das Ergebnis ein, die selber nicht - zumindest nicht unmittelbar - die jeweilige Ressource nutzen wollen. Für den Erhalt einer Kulturlandschaft oder den Arten- und Biotopschutz ist oft die entscheidende Frage, ob die gesamte Wertschätzung ausreichend ist, um die Landwirtschaft für eine entsprechende Änderung der Bewirtschaftungsmethoden zu kompensieren, die Voraussetzung für die „Produktion“ des jeweiligen Gutes ist.

Wie Tabelle 19 auf der folgenden Seite zu entnehmen ist, liegen die einzelnen Ergebnisse in einem relativ engen Korridor und streuen nicht „beliebig“. Daher kann mit einiger Sicherheit vermutet werden, daß es sich um einigermaßen sichere und stabile Werte handelt, mit denen eine Größenordnung der Wertschätzung für den Erhalt von Natur und Landschaft begründet werden kann.

9.2 Kosten und Wertschätzung des Arten und Biotopschutzes

Im Rahmen des Forschungsprogramms „Kosten der Umweltverschmutzung/Nutzen des Umweltschutzes“ haben Hampicke et al. (1991) u.a. eine Zahlungsbereitschaftsanalyse der Bevölkerung in den alten Bundesländern für den Arten- und Biotopschutz durchgeführt. Bei dieser Untersuchung wurden 2.838 Bürger und Bürgerinnen schriftlich befragt. Die Fragen bezogen sich u.a. auf die spontane und die minimale allgemeine Zahlungsbereitschaft, die

Zahlungsbereitschaft für den Erlebniswert ohne bzw. bei umfassendem Artenschutz, den Vermächtniswert sowie den Existenzwert und auf die maximale Zahlungsbereitschaft. Einige Ergebnisse seien hier kurz vorgestellt: Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro Haushalt betrug für den Erlebniswert ohne umfassenden Artenschutz 9,22 DM pro Monat, bei umfassendem Artenschutz 21,73 DM pro Monat und für den Existenzwert 11,06 DM pro Monat. Als maximale Zahlungsbereitschaft wurden 32,92 DM pro Monat ermittelt. Für den Arten- und Biotopschutz wurde eine Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung von insgesamt 3 bis 7,5 Mrd. DM pro Jahr (alte Bundesländer) festgestellt.

Tabelle 19: Ergebnisse einiger Untersuchungen zur Zahlungsbereitschaft im Bereich Natur und Landschaft

Autoren	Gegenstand	Zahlungsbereitschaft
Holm-Müller et al. 1991	Verhinderung des Artensterbens in Deutschland	DM 16 pro HuM Σ: DM 5,16 Mrd. pro Jahr
Hampicke et al. 1991	Verhinderung des Artensterbens in Deutschland	DM 20 pro HuM Σ: DM DM 3 - 7 Mrd. pro Jahr
Pruckner 1994	Erhalt der bäuerlichen Kulturlandschaft in Österreich	ÖS 9 pro Urlauber und Urlaubstag Σ: ÖS 700 Mio. pro Jahr
v. Alvensleben, Schleyerbach 1994	Biotopvernetzung in Schleswig-Holstein	DM 16 - 25 pro HuM
Corell 1994	Landschaftspflege im Lahn-Dill-Bergland	DM 17 pro HuJ
Zimmer 1994	Landschaftspflegegebühr durch Gemeinde	DM 14 pro HuM
Jung 1994	Schutz bedrohter Arten im Kraichgau und Allgäu	DM 100 pro HuM
Blöchliger, Jäggin 1995	Natur- und Landschaftsschutzmaßnahmen im Jura	SFR 180 / 370 pro HuJ Städter / Jura-Besucher
Kosz 1996	Wertschätzung für ausgewählte Varianten eines Nationalparks Donau-Auen	DM 47 pro Person und Jahr für maximal Variante eines Nationalparks
Elsasser 1996	Erholungswert ausgewählter Wälder im Naturpark Pfälzerwald	DM 32 pro Urlaubsaufenthalt
Kämmerer et al. 1996	Wertschätzung der Bevölkerung in Baden-Württemberg für das öffentliche Gut „Kulturlandschaft“	DM 58 - 67 HuJ

Quelle: eigene Zusammenstellung nach Blöchliger et al. 1995

Anmerkungen: HuM: Haushalt und Monat; HuJ: Haushalt und Jahr; Σ: Summe pro Jahr;
ÖS: Österreichische Schillinge

Neben den Nutzen wurden in dieser Studie auch die Kosten für den Arten- und Biotopschutz ermittelt: Dafür wurden zwei Szenarien aufgestellt, die sich vor allem durch die jeweils angenommenen Flächenanforderungen unterscheiden. In Szenario I wurde angenommen, daß etwa 2,4 Mio. ha (9,6 Prozent der Fläche der alten Bundesrepublik) als ökologische Vorrangfläche ausgewiesen werden, in Szenario II wurden für diese Flächen 3,38 Mio. ha (13,6 Prozent der Fläche) angesetzt. Als grobe Abschätzung der Kosten wurde als „gemittelter Wert“

aus beiden Szenarien eine Milliarde DM pro Jahr festgelegt. Damit übersteigt die untere Summe der Zahlungsbereitschaft die Kosten des Arten- und Biotopschutzes rund um das dreifache.

Biotopschutzprogramm Fließgewässer

In dieser Studie wird die bedeutende Rolle des Gewässerschutzes für den Arten- und Biotopschutz herausgestellt (vgl. Hampicke et al. 1991: 187), da die Fische zu denjenigen Arten gehörten, die auf den bislang erstellten Roten Listen die höchsten Anteile an den gefährdeten Arten haben. Dabei werden für den Rückgang von Fischarten im wesentlichen die Gewässerbelastung durch das Einleiten von Schadstoffen, Biotopveränderungen durch gewässerbauliche Maßnahmen und Gewässerbeunruhigung durch Schifffahrt und Wassersport verantwortlich gemacht.

Während bisher in diesem Bereich vor allem die Verbesserung der biologischen Gewässergüte im Mittelpunkt der umweltpolitischen Bemühung stand, wird in den letzten Jahren zunehmend die Gewässerstrukturgüte zum Gegenstand des Gewässerschutzes. In der Bundesrepublik existiert heute kein Strom oder größerer Fluß mehr, der von der Quelle bis zur Mündung als intaktes Fließgewässer bezeichnet werden kann. Die nachhaltige Veränderung der Flußtäler setzte zu Beginn des vorherigen Jahrhunderts durch immer stärkere Flächeninanspruchnahme von Landwirtschaft, Verkehr, Siedlung und Industrie ein. Mit dem um 1900 an den größeren Flüssen einsetzenden Wasserbau wurde der größte Teil der mitteleuropäischen geschlebeführenden Flüsse begradigt, eingetieft und eingedämmt. Unverbaute Flüsse mit ungestörten Abflußverhältnissen zählen daher zu den seltensten Biotoptypen überhaupt. Ähnlich bedenklich sieht die Situation bei Bächen und Auen aus.

Aus der Sicht des Arten- und Biotopschutzes ist die nachhaltige Sicherung des Artenspektrums der Fließgewässer das oberste Ziel aller Schutz-, Pflege und Entwicklungsmaßnahmen. Dazu ist es erforderlich, zumindest einen Teil der Fließgewässer in einem möglichst naturnahen Zustand zu erhalten oder dorthin zurückzuführen. Als Grundlage für die Ermittlung der Kosten für ein Gewässerschutzprogramm ziehen Hampicke et al. das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem heran (vgl. Kapitel 2.6).

9.3 Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft

Ausgangspunkt für die Arbeit von Schweppe-Kraft ist die Eingriffsregelung nach § 8 des Bundesnaturschutzgesetzes, deren Ziel in erster Linie die *naturale Wiederherstellung* des Naturhaushaltes ist. Nach dieser Regelung ist vorgesehen, daß für den Fall, daß ein Eingriff weder auszugleichen ist noch entsprechende Ersatzmaßnahmen durchführbar sind, vom Verursacher Ausgleichsabgaben zu erheben sind. Damit stellt sich u.a. das Problem, wie der Eingriff monetär zu bewerten ist. Das spezielle Problem hierbei ist - im Gegensatz zu den bisher angeführten Studien in diesem Kapitel -, daß eine Bewertung einzelner Biotope not-

wendig ist. Schweppe-Kraft greift in seiner Arbeit im wesentlichen auf drei Modelle zurück, um den ökonomischen Wert von Biotopen zu bestimmen. Dies sind:

1. das „Fonds-Modell“,
2. das „Investitionsmodell“ und
3. das Modell „biotopentypische Entschädigungsforderung“.

Während die beiden ersten Modelle Wiederherstellungskosten ermitteln, wird mit dem dritten Modell eine Entschädigungsforderung für den Verlust der jeweiligen Biotope ermittelt. Diese drei Modelle seien im folgenden kurz vorgestellt²⁰: Das Fonds-Modell ist ein reines Finanzierungsmodell. Ausgangspunkt dafür ist vor allem das aus der Eingriffsregelung abgeleitete Ziel, zwischenzeitliche Funktionsverluste zwischen Eingriff und Ausgleich, die durch die zum Teil Jahrzehnte bis Jahrhunderte langen Biotopentwicklungszeiten ausgelöst werden, so weit wie möglich zu vermeiden. Dies soll bei Anwendung des Fonds-Modells dadurch geschehen, daß von seiten des Staates eine Biotopneubeschaffung betrieben wird, mit deren Hilfe zukünftige Verluste vorab kompensiert werden können. Dabei soll die Biotopneubeschaffung entsprechend dem Verursacherprinzip über die Abgaben auf Eingriffe refinanziert werden. Die Berechnungsgrundlage für die Abgabe ist bei diesem Modell die Wiederherstellungskosten der beeinträchtigten Funktionen und deren Entwicklungszeiten.

Beim zweiten und dritten Modell handelt es sich dagegen um kosten-nutzen-analytische Modelle. Ihr Ziel ist es, den Nutzensverlust in monetären Größen anzugeben, der sich aus dem Verlust der Biotope infolge des Eingriffes ergibt. Ziel beider Modelle ist es, vor allem monetäre Richtgrößen für die Abwägung zwischen Eingriff und Nutzensverlust zu ermitteln. Dabei ist der Ansatzpunkt des Investitionsmodells (Modell 2) die sogenannte indirekte Nutzenerfassung. Unterstellt man bei den beobachtbaren Handlungen wie Biotopwiederherstellungen bzw. Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen rationales Handeln, dann müssen die mit diesen Handlungen verbundenen Nutzen- und Kostenreihen mindestens der üblichen Rentabilität entsprechen. Trifft dies zu, dann kann bei Kenntnis der biotoptypspezifischen Nutzensverläufe zu jedem Entwicklungszeitpunkt der Barwert des zukünftigen Nettonutzen eines Biotops bestimmt werden. Er gibt gleichzeitig den Nutzensverlust bei Biotopzerstörung an. Das dritte Modell basiert auf einer für die Bundesrepublik Deutschland ermittelten Zahlungsbereitschaft für den Arten- und Biotopschutz (Studie von Hampicke et al. 1991). Mit Hilfe naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren werden in diesem Fall die Zahlungsbereitschaften umgerechnet in konkrete Zahlungsbereitschaften gegen konkrete Biotopverluste.

Schließlich sei angemerkt, daß mit den drei Modellen jeweils nur monetäre Werte für den Arten- und Biotopschutz ermittelt wurden. Andere Funktionen des Naturhaushalts durch Boden, Wasser und Luft sowie die ästhetische Funktion der Natur (Landschaftsbild) und die Erholungsfunktion wurden nicht explizit berücksichtigt. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß die von Schweppe-Kraft ermittelten Zahlen für den vollständigen Verlust des Biotops anzusetzen sind. Bei einer „nur“ graduellen Verschlechterung durch einen Eingriff verringert sich der Betrag dann entsprechend.

²⁰ Die folgende Darstellung beruht im wesentlichen auf Schweppe-Kraft (1997: 386ff).

Tabelle 20: Monetäre Werte für verschiedene Biotope bei vollständigen Verlust

Biotoptyp	Biotopwert (gesamt)	Abgaben in DM/m ²		
		Fondsmodell	Investitionsmodell	biotopspezifische Entschädigungsforderung
wesentliches Kriterium		Wiederherstellungszeiträume		Seltenheit
Acker	17	3,47	1,88	5,80
Intensivgrünland	28	5,71	3,07	9,55
Lärchenbestände 21 - 80 Jahre	37	43,82	27,01	12,62
Acker- und Grünlandbrache	41	1,84	1,13	13,99
naturferne Fließgewässer	55	522,53	293,50	18,76
Waldsaum naturnah	59	11,18	6,38	20,12
Röhricht	69	14,23	10,41	23,54
Streuwiesen	76	98,67	56,92	25,92
Magerrasen etc.	83	41,85	23,84	28,31
Unregulierte, kaum belastete Fließgewässer	84	798,03	448,25	28,65
Auwälder	87	277,65	166,85	29,68
Hochmoor natürlich/naturnah	96	967,80	584,05	32,75

Quelle: Schweppe-Kraft (1997: 381a), eigene Ergänzung

Die Tabelle gibt für einige Biotoptypen die von Schweppe-Kraft ermittelten monetären Werte wieder. Außerdem wird jeweils der Biotopwert angegeben. Da die Angaben nach den Biotopwerten sortiert sind, steigt der in der letzten Spalte angegebene Wert für die biotopspezifische Entschädigungsforderung entsprechend dieser Sortierung an. Daran läßt sich gut erkennen, daß diese Werte direkt an den Biotopwert gekoppelt sind. Die bei den naturschutzfachlichen Bewertungsmethoden zugrundeliegenden Annahmen wirken sich somit auch direkt auf die Ergebnisse für die biotopspezifische Entschädigungsforderung aus. Insbesondere berücksichtigen diese Verfahren oft nicht die Entwicklungszeiträume für die Wiederherstellung von Biotopen, sondern oft „nur“ die heute gegebene Seltenheit (Knappheit) der einzelnen Biotope. Nicht so dagegen beim Fondsmodell und dem Investitionsmodell: Auf die Höhe der mit ihnen ermittelten Werte haben vor allem die Wiederherstellungszeiträume einen relativ großen Einfluß. Sicher einer der Gründe dafür, daß sich die Werte der erstgenannten und der letzten beiden Methoden doch sehr deutlich unterscheiden.

9.4 Einschätzung der ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft

Das Kapitel 9 war es, erstens einen Überblick über bestehende Studien zur ökonomischen Bewertung von Natur und Landschaft zu geben sowie zweitens die Ergebnisse zweier Stu-

dien, die für den hier interessierenden Zusammenhang von besonderer Bedeutung sein können, etwas ausführlicher darzustellen. Als wichtige Ergebnisse lassen sich folgende festhalten:

1. Es ist davon auszugehen, daß eine deutliche Nachfrage nach dem Schutz von Natur und Landschaft besteht. In einigen der oben angeführten Studien zeigte sich, daß die Höhe der Wertschätzung z.T. deutlich über den Kosten lag, die z. B. aus der Verhinderung des Artensterbens in Deutschland oder der Errichtung eines Nationalparks Donau-Auen resultieren würden.
2. Die Studien führen nicht zu „sicheren“ Ergebnissen. Ob tatsächlich von den Individuen die ermittelten Werte gezahlt würden, wenn die jeweiligen Güter über den Markt angeboten würden, kann nicht mit letzter Gewißheit behauptet werden. Doch erlaubt die relative Nähe der jeweils ermittelten Wertschätzungen zueinander die Annahme, daß mit den Ergebnissen die richtige Größenordnung für die Wertschätzung angezeigt wird. Im Grunde ist man bei diesen Ergebnissen mit ähnlichen Problemen konfrontiert wie bei der Messung der externen Kosten des anthropogenen Treibhauseffektes: Aufgrund von Schwierigkeiten der Messung des ökonomischen Wertes lassen sich zwar Größenordnungen für die jeweiligen externen Kosten ermitteln, doch ist die Schwankungsbreite zwischen den Ergebnissen verschiedener Studien noch beträchtlich. Einzelne Ergebnisse können daher auch nicht ohne weiteres in Kosten-Nutzen-Analysen als *der exakte Wert* für eine Tierart, eine Landschaft oder eine vermiedene Tonne Kohlendioxid übernommen werden.
3. Bisherige Studien hatten vor allem Programme zum Schutz von Arten oder zum Erhalt bestimmter Kulturlandschaften zum Gegenstand. Die Ermittlung der Wertschätzung für die Verhinderung von Auswirkungen, wie sie z. B. von kleinen Wasserkraftanlagen ausgehen, ist bisher noch nicht erfolgt. Einzig Schweppe-Kraft hat im Rahmen seiner Arbeit über die Bestimmung der Höhe von Ausgleichsabgaben nach dem Bundesnaturschutzgesetz erste Werte, u.a. aus den Ergebnissen einer Zahlungsbereitschaftsanalyse, für die Bewertung einzelner Biotop ermittelt. Damit steht für die Bewertung der Auswirkungen von kleinen Wasserkraftwerken ein Ansatzpunkt zur Verfügung, dessen weitere Präzisierung und Verfeinerung als gewinnbringend für die ökonomische Bewertung anzusehen ist, da die Bewertung einzelner Biotop und kleinräumiger Eingriffe mit Hilfe der üblichen Methoden der ökonomischen Bewertung schnell an Grenzen stößt.
4. Insgesamt ist trotz der zu berücksichtigenden Unsicherheiten festzuhalten, daß die Nachfrage nach Natur und Landschaft eine Größe für die Umweltpolitik darstellt, die nicht ohne weiteres übergangen werden kann. Für den in dieser Studie im Mittelpunkt stehenden Konflikt zwischen Natur- und Klimaschutz bedeutet dies, daß bei einer Abwägung nicht dem Klimaschutz per se die höhere Bedeutung zukommt. Die mit Wasserkraftwerken verbundenen externen Effekte werden im nächsten Kapitel anhand einiger Studien näher aufgezeigt.

10 Studien zur Bewertung der externen Effekte von Wasserkraftwerken

In diesem Kapitel sollen einige Studien vorgestellt werden, die explizit externe Effekte von Wasserkraftanlagen zum Gegenstand hatten. Zwei wichtige Ergebnisse der Studien seien an dieser Stelle schon vorweg genommen: Erstens: Die wesentliche Kategorie externer Effekte von Wasserkraftwerken besteht in den Auswirkungen auf den Naturhaushalt. Gerade in diesem Bereich besteht aber über die Höhe der externen Effekte die größte Unwissenheit. Zweitens: Bisherige Versuche, die externen Effekte zu quantifizieren, wurden fast ausschließlich für größere Anlagen unternommen. Dies ist zu berücksichtigen bei der Beurteilung der einzelnen Studien, denn die Ergebnisse der externen Kosten norwegischer Wasserkraftwerke können nicht ohne weiteres für die Beurteilung von kleinen Wasserkraftwerken in Deutschland herangezogen werden. Nur in der Schweiz wurden auch kleinere Anlagen bewertet, allerdings nicht als einzelne Anlagen, sondern über die insgesamt durch Wasserkraftanlagen beeinträchtigten Naturflächen.

10.1 Spreng (1992): Bemerkungen zu externen Effekten durch die Energiegewinnung aus Wasserkraft

Dieser Beitrag wurde im Rahmen des Forschungsprogramms „Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der Energieversorgung“ erstellt. Spreng entwickelt zu Beginn seiner Bemerkungen eine „kleine Typologie der Wasserkraftnutzung“, in der er Kleinkraftwerke, Laufkraftwerke und Speicherkraftwerke unterscheidet. Ferner unterscheidet er danach, ob die Anlagen in unberührter Natur (N) oder in einer durch menschliche Eingriffe bestimmten Umgebung liegen (M) und danach, ob die Anlagen in erster Linie der Energiegewinnung dienen (E) oder anderen Zwecken (A). Da die Speicherkraftwerke vor allem der Energieerzeugung dienen würden, kommt Spreng auf neun verschiedene Typen:

Kleinkraftwerke; K

Laufkraftwerke: LAN, LAM, LEN, LEM

Speicherkraftwerke, mit und ohne Pumpspeichermöglichkeit: SEN und SEM.

Spreng diskutiert dann die Kosten und Nutzen der Wasserkraftnutzung aber vorwiegend für Lauf- und Speicherkraftwerke, da sich nach seiner Einschätzung sowohl die Ökosysteme als auch die Menschen „an allfällig vorhandene Belastungen schon gewöhnt“ haben.

Nach Einschätzung des Autors tritt das Problem der Monetarisierung externer Effekte bei dieser Energiequelle deutlich zutage, da man hier mit der Veränderung von Landschaften und ganzen Ökosystemen konfrontiert sei. Insbesondere bei der Wasserkraft sei eine projektspezifische Diskussion der Umweltauswirkungen notwendig. Er verweist auf Studien, in denen mit Hilfe des Travel-Cost-Approach der Wert landschaftlicher Schönheit geschätzt wurde. Ergebnisse der Studien werden nicht angeführt. Als Problem dieser Bewertungsmethode nennt er, daß damit nur der Freizeitwert der Naturschönheit und keine zusätzlichen Werte wie ökologische Vielfalt gemessen werden. Die Bestimmung der Kosten von Restwasservorschriften sieht Spreng als eine Möglichkeit an, als wie wertvoll ein Teilaspekt der Umwelt - Fließgewässer unterhalb von Kraftwerken - von der Gesellschaft eingestuft wird. Im allgemein seien die Ansätze zur Monetarisierung der externen Effekte der Wasserkraftnut-

zung, da es sich eben um Beeinträchtigungen von Landschaften und Ökosystemen handele, aber besonders dürftig und unbefriedigend.

In seinen Schlußbemerkungen kommt Spreng zu der Aussage, daß die wenigen noch vorhandenen freifließenden, unberührten Flußläufe geschützt werden sollten, da sich dort wertvolle Ökosysteme befänden. In unberührten Flußläufen die Wasserkraft zu nutzen wäre danach mit unendlich hohen externen Kosten verbunden.

10.2 Masuhr et al. (1994): Die externen Kosten der Stromerzeugung aus Wasserkraft²¹

Ziel der Untersuchung war eine Bewertung des Gesamtbestandes der Wasserkraftanlagen in der Schweiz. Dies ist insofern bestimmend für die Untersuchung, da nach einem Bewertungsansatz gesucht wurde, der sich auf - weitgehend - alle Anlagen anwenden läßt. Es wurden keine Untersuchungen von Einzelanlagen vorgenommen.

Für die Bewertung der Auswirkungen von Wasserkraftanlagen wurde zunächst nach Laufkraftwerken und Speicherkraftwerken unterschieden. Außerdem wurde die Bauphase und die Betriebsphase unterschieden. Für die Betriebsphase wiederum werden drei Betriebszustände zugrundegelegt:

1. Phase der Errichtung
2. Normalbetrieb und
3. Störfall

Da Folgewirkungen aus der Errichtungsphase überwiegend durch Entschädigungsleistungen des Betreibers abgedeckt, also internalisiert würden (Masuhr et al. 1994: 4) und externe Kosten aus Störfällen nur für Speicherkraftwerke von Bedeutung sind, wird auf sie im folgenden nicht weiter eingegangen.

Externe Effekte in der Normalbetriebsphase

Zu den externen Effekten zählen Wartungs- und Inspektionsvorgänge und Stauraumspülungen. Während die Emissionen ersterer zu vernachlässigen sind, stellen Stauraumspülungen (nur bei Speicherkraftwerken) massivere Eingriffe in den aquatischen Lebensraum dar. Allerdings sind sie erst nach längeren Betriebszeiten notwendig.

Der überwiegende Teil der durch Wasserkraftwerke induzierten Auswirkungen hängt mit der Beanspruchung und der Beeinträchtigung des Naturraums zusammen: Errichtung bzw. Betrieb einer Wasserkraftanlage stellen grundsätzlich einen *Eingriff in den Naturraum* dar. Naturraum stellt dabei einen Sammelbegriff dar: er umfaßt die Gewässerläufe mit ihrer aquatischen Flora und Fauna, die Fläche als Lebensraum für die terrestrische Flora und Fauna, das gesamte Landschaftsbild in seiner durch Menschen unberührten Ursprünglichkeit. Un-

²¹ Die Ergebnisse dieser Studie wurden aufgenommen in die aktuelle Publikation INFRAS/ ECONCEPT/ PROGNOSES: Die vergessenen Milliarden. Externe Kosten im Energie- und Verkehrsbereich. 1996

terschieden nach Speicher- und Laufkraftwerken ergeben sich folgende Auswirkungen (Masuhr et al. 1994: 7f.):

- Besonders die Errichtung von Speichieranlagen in alpinen (Hoch-) Gebirgstälern stellt durch den prinzipiellen Eingriff einen unwiderbringlichen Verlust von naturbelassenem Gebiet dar. Die am Standort gegebene Situation verliert ihren ursprünglichen Charakter. Wenngleich sich durch das natürliche Regenerationsvermögen auch ein neues, angepaßtes Gleichgewicht nach bestimmter Zeit wieder einstellen wird, so entfernen sich die Gegebenheiten mit jedem Schritt weiter von einer naturbelassenen Situation.
- Beim Betrieb von Laufkraftanlagen im Talbereich ist die Situation ähnlich, wenn dadurch ein schützenswertes Landschaftselement mit ökologischer Funktion (Auenwälder, Biotopzellen) beansprucht wird. Diese Anlagen befinden sich allerdings in bereits menschlich stärker geprägtem und genutztem Raum.

Weiterhin werden von den Autoren die folgende Teilbereiche unterschieden:

- Eingriff in das gesamte Abflußgeschehen des betroffenen Gebietes,
- Auswirkungen auf die Grundwassergegebenheiten,
- mögliche Verminderung der Grundwasserqualität,
- mit dem Eingriff in Abflussverhalten untrennbar verbunden ist der Verlust von Lebensraum für aquatische Flora und Fauna.

Beeinträchtigungen durch eine Wasserkraftanlage in noch relativ naturbelassenen Räumen (hier Speicherkraftanlagen) sind anders zu bewerten als die von Anlagen (hier Laufkraftwerken) in schon weitgehend zivilisatorisch geprägten Räumen.

Betrachtet man die Wasserkraftnutzung unter prozessualen Gesichtspunkten, fällt nur ein geringerer Teil der Beeinträchtigungen in der Bauphase an. Der Großteil konzentriert sich auf die Betriebsphase. Dies gilt sowohl für Lauf- als auch für Speicherkraftanlagen. Neben der regelmäßig notwendigen Stauraumspülungen sind vor allem die folgenden Beeinträchtigungen von besonderer Bedeutung:

- die Überstauung von Bodenflächen (Anlage von Speicherseen),
- die Etablierung der baulichen Infrastruktur (technische Anlagen),
- Eingriffe in das Abflußregime des berührten Gewässernetzes mit entsprechenden Folgeeffekten z. B. für den Naturraum und/oder Komponenten des gesellschaftspolitischen-kulturellen Wertgefüges.

Die Quantifizierung der externen Effekte bezüglich des Naturraums werden in dieser Studie über die Fläche vorgenommen: Es wird zwischen Gebieten in „relativer Naturbelassenheit“ und zivilisatorisch geprägten Gebieten unterschieden. Zivilisatorisch bedeutet dabei, daß das Gebiet einen spürbaren Besatz an Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur aufweist, erkennbar intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzt wird.

Monetäre Bewertung

Die mit der Errichtung und dem Betrieb von Wasserkraftanlagen verbundenen externen Wirkungen bilden nach Ansicht der Autoren ein äußerst komplexes Wirkungsgeflecht, da es sich

bei diesen Externalitäten vor allem um Eingriffe in Naturräume mit allen damit verbundenen ökologischen Konsequenzen handele. Schon in der Phase der Errichtung, insbesondere aber während des Anlagenbetriebes, komme es zu starken Einwirkungen auf das Gewässernetz. Zum einen beeinträchtigen die Veränderung der Fließgeschwindigkeit und des Fließvolumens die natürlichen Lebensbedingungen der Flora und Fauna im Wasser. Zum anderen hätten sie aber auch indirekt Einwirkungen auf Flora und Fauna der angrenzenden Landflächen. Weiterhin würden die Wasserkraftanlage selbst, aber auch die eventuell erforderlichen Strukturmaßnahmen (Schutzbauten wie z. B. Lawinenverbauungen, Hochwasserdämme, großräumige Flußregulierungen) das Landschaftsbild verändern. Als Schadenskategorie stehen damit ökologische Schäden (Naturraumschäden) im Vordergrund.

Es wird davon ausgegangen, daß der auf die Wasserkraftnutzung zurückzuführende Schaden für die Artenvielfalt mit der Naturnähe der beanspruchten oder berührten Fläche steigt. Da Angaben über die dauerhaft von Wasserkraftanlagen beeinträchtigte Fläche in der Schweiz nicht vorhanden waren, wurden von den Autoren hierzu entsprechende Schätzungen vorgenommen. Grundlage für die Schätzung bildete die „Länge des in spürbarer Weise von der Wasserkraftnutzung beeinträchtigten schweizerischen Gewässernetzes“. Weiterhin wurde angenommen, daß pro Kilometer Länge des relevanten Gewässernetzes eine berührte Fläche (Bodenareal) von 0,5 qkm besteht. Für die Bestimmung der beeinträchtigten Fläche standen zwei Ansatzpunkte zur Verfügung: Erstens eine Untersuchung des Bundesamtes für Gewässerschutz, in der die beeinträchtigte Gewässerstrecke auf 2.000 km geschätzt wurde. Zweitens der hydrologische Atlas, nach dem für die Schweiz von einer Strecke von 6.000 km beeinträchtigter Gewässer ausgegangen werden kann. Multipliziert mit dem spezifischen Wert für die berührte Fläche von 0,5 qkm ergibt sich eine relevante Fläche von 1.000 oder 3.000 qkm. Zu dieser Fläche, die die Größenordnung der beeinträchtigten Fläche im Unterlauf von Wasserkraftwerken angibt, kommen noch die durch Überstauungen verlorenen Flächen hinzu. Die seien aber mit einer Fläche von maximal 240 qkm vergleichsweise gering.

Für die Schweiz kommen die Autoren daher zum Ergebnis, daß gut 53% der von Wasserkraftanlagen beeinträchtigten Fläche als „Naturraum“ und knapp 47% als „intensiv land- und forstwirtschaftlich genutztes Gebiet“ charakterisiert werden könnte. Auf Basis dieser Überlegungen schätzen die Autoren (vgl. INFRAS et al. 1996: 120), daß

- Speicherkraftwerke „Naturraumflächen“ von etwa 530 bzw. 1.440 qkm und „intensive land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen“ von 230 bzw. 610 qkm beeinträchtigen, während
- Laufkraftwerke eine „intensiv land- und forstwirtschaftlich genutzte Fläche“ von 350 bzw. 910 qkm beeinträchtigen.

Aufbauend auf der schon weiter oben dargestellten Studie von Hampicke et al. (1991) kommen die Autoren für die Schweiz pro Person und Jahr zu einem Existenzwert des Naturraums von 148 Fr. und einen Erlebniswert von 296 Fr. (jeweils auf das Jahr 1993 hochgerechnet). Rechnet man dies für die Gesamtbevölkerung der Schweiz hoch und die Wertvolumina auf den gesamten Naturraum der Schweiz (ca. 16.500 qkm) um, dann ergibt sich pro qkm Naturraum ein Existenzwert in Höhe von 60.500 Fr. und ein Erlebniswert von

121.000 Fr. Verbunden mit der Schätzung über die von Wasserkraftwerken beeinträchtigten Flächen ergibt sich daraus für

- Speicherkraftwerke ein Schadensvolumen von 110 bzw. 310 Mio. Fr. pro Jahr und für
- Laufkraftwerke ein Volumen von etwa 35. bzw. 80 Mio. Fr.

Dabei betrug die Jahresarbeit der Speicherkraftwerke 1900 rd. 18.900 GWh, die Jahresarbeit der Laufkraftwerke betrug 1990 14.200 GWh. Damit betrug der Anteil der aus Wasserkraft erzeugten elektrischen Energie mit 33.100 GWh rund 59 Prozent der gesamten Stromproduktion der Schweiz (Masuhr et al. 1994: 1).

Tabelle 21: Ergebnisse der Quantifizierung der externen Effekte in Schweizer Rappen/kWh

Speicherkraftwerke	
1.1 Bauphase	vernachlässigbar (0,0086 Rp/kWh)
1.2 Normalbetriebsphase	
Naturraumschaden	0,4 bzw. 1,2 Rp/kWh
landwirtschaftliche Ertragseinbußen	0,1 bzw. 0,2 Rp/kWh
1.3 Stör- und Grossunfall	
Menschenleben	0,0408 Rp/kWh
materielle Schäden	0,095 Rp/kWh
immaterielle Schäden	nicht internalisierbar, jedoch vernachlässigbar
Laufkraftwerke	
1.1 Bauphase	vernachlässigbar
1.2 Normalbetriebsphase	
Naturraumschaden	nicht vorhanden
landwirtschaftliche Ertragseinbußen	0,2 bzw. 0,51 Rp/kWh
1.3 Stör- und Grossunfall	
Menschenleben	0,0408 Rp/kWh
materielle Schäden	0,032 Rp/kWh
immaterielle Schäden	nicht vorhanden

Quelle: Masuhr et al. (1994: 43)

Die für alle externen Effekte ermittelten Werte (Tabelle 21) geben lediglich die Größenordnung der externen Kosten durch Wasserkraftwerke an. Wie die Angaben zeigen, mußten für fast alle Werte Schätzungen vorgenommen werden, um Quantitäten bestimmen zu können. Neben einer Verbesserung der Methoden zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft müßte außerdem die Grundannahme der Autoren, daß die in zivilisatorisch beeinflussten Gebieten liegenden Wasserkraftwerke zu geringeren Schäden führen als die in naturbelassenen Räumen, diskutiert werden.

10.3 The Norwegian Research Council (1994): Electric Power and Environmental Impacts

Im Rahmen des Forschungsprogramms „Programme for Environmental Improvement in the Process Industry (FORFOR)“ wurde im Auftrag des Norwegian Research Council eine umfassende Literaturstudie zu den externen Umwelteffekten der Stromproduktion erstellt. Untersucht wurden die Auswirkungen der Wasserkraft, Kohle, Öl, Gas und Atomkraft.

Als Methode wurde in der Studie die Lebenszyklusanalyse (LCA - Life cycle analysis) gewählt. Mit der LCA sollen alle potentiellen Auswirkungen auf die Ressourcenausbeutung, die natürliche Umwelt und auf die menschliche Gesundheit bewertet werden, die von einem Produkt oder einem Produktsystem während des gesamten Lebenszyklus (vgl. hierzu auch das Kapitel *Ökobilanz für eine kleine Wasserkraftanlage*). Eine LCA besteht nach Ansicht der Autoren aus den folgenden vier Schritten:

1. Zieldefinition
2. Datenerhebung
3. Auswirkungsanalyse, in der die potentiellen Beiträge zu Umweltproblemen analysiert werden und der Schritt der
4. Bewertung, in dem die Ergebnisse interpretiert und Empfehlungen gegeben werden.

Externe Kosten der Wasserkraft in Norwegen

Die Autoren kommen in ihrer Untersuchung zu folgenden externen Kosten der Wasserkraft:

Tabelle 22: Externe Kosten einiger Umweltauswirkungen in US-Pence/kWh_{el}

Schaden	Wasserkraft	Braunkohle	Steinkohle	Öl	Gas	Atomkraft
Emissionen	1 kWh_{el}	1 kWh_{el}	1 kWh_{el}	1 kWh_{el}	1 kWh_{el}	1 kWh_{el}
Versauerung, Ernte und Waldschäden	0,001	0,22	0,20	0,26	0,09	0,10
Schäden an Bauwerken	0,001	1,10	0,64	1,50	0,05	0,38
menschliche Gesundheit	0,600	9,50	9,30	6,90	2,40	3,80
Klimaveränderungen	0,010	5,30	4,00	3,50	3,00	1,90
Gesamte Emissionen	0,600	16,00	14,0	12,00	6,00	6,00
Landnutzungskonflikte	2,700	4,20	4,40	13,00	5,80	19,00
Todesfallrisiko	0,007	0,07	0,07	0,05	0,01	0,01

Quelle: The Norwegian Research Council (1994: 36)

Die Autoren geben dabei zu bedenken, daß die einzelnen Kategorien, die in der Tabelle aufgeführt sind, nicht aufsummiert werden können. Die Grundlagen für die Berechnung der Kosten sind z.T. derart unterschiedlich, daß im Grunde nur ein Vergleich zwischen den verschiedenen Energieträgern vorgenommen werden kann.

Vor allem bei der Wasserkraft sind darüber hinaus etliche bedeutende Umweltwirkungen nicht explizit in der LCA berücksichtigt worden. Die meisten dieser Auswirkungen beziehen sich auf die Bereiche Naturschutz, Landnutzung und die Veränderung des Wasserflusses in

den genutzten Fließgewässern, Die wichtigsten Auswirkungen im Zusammenhang mit der Umwelt sind:

1. der Staudamm und das Staubecken;
2. Veränderung der zeitlichen und geographischen Muster des Wasserabflusses in dem Flußsystem, eingeschlossen der Transfer von Wasser von einem Wassersystem zu einem anderen;
3. Zugangsstraßen und Verfüllung von überflüssigen Steinen und Boden.

Primäre Auswirkungen können u.a. physikalische Veränderungen wie Veränderungen im Grundwasserspiegel, Störungen der Wasserchemie, Erosion und Sedimentation, Störung des Temperaturhaushalt und der Eisbildung und der Transfer von Verschmutzungen zu anderen Flüssen sein. Alle diese Auswirkungen haben mehr oder wenig große Konsequenzen für das Leben im Fluß und in der unmittelbaren Nachbarschaft.

Weiterhin können die physikalischen Veränderungen bedeutende sekundäre biologische Konsequenzen wie Euthrophierung, Störung der Zusammensetzung lokaler und regionaler Ökosysteme bis hin zur Schaffung unerwünschter Biotope. Dadurch, daß die Wasserkraft Flächen beansprucht und damit von anderen Landnutzungen abzieht, kommt es zu Interessenkonflikten mit anderen Nutzungen, die sehr unterschiedlicher Natur sein können. Beispiele sind Schädigung von aus Sicht des Naturschutzes interessanten Habitaten, Einschränkung von Erholungsmöglichkeiten, Jagen, Fischen, Einfluß auf Trinkwasserressourcen, Gebäude und Landschaften von historischen und kulturellem Interesse, Land- und Forstwirtschaft. Auch weitere sozio-ökonomische Auswirkungen sind zu berücksichtigen.

Fazit der Autoren: Mit der Wasserkraft sind viele Umweltwirkungen verbunden. Doch hat die Wasserkraft zunächst einmal geringere Auswirkungen auf die Umwelt im Sinne einer Verschmutzung von Luft und Wasser und der Erzeugung von Abfall im Vergleich mit den anderen untersuchten Energieträgern. Dafür sind aber die lokalen Auswirkungen auf die Umwelt bei der Wasserkraft von sehr großer Bedeutung. Doch über diese Auswirkungen lassen sich keine globalen Aussagen wie z. B. über die externen Kosten der Kohlendioxid-Emissionen machen. Sie erfordern vielmehr die konkrete Untersuchung vor Ort, um die Folgen der Wasserkraft beurteilen zu können.

10.4 European Kommission DG XII, Science, Research and Development

JOULE: ExternE, Externalities of Energy.

Diese Studie war Teil eines umfangreichen Forschungsprogramms der Europäischen Union zu den externen Kosten verschiedener Energieträger. Dabei sollten sowohl Fortschritte bei der Methodik zur Bewertung externer Kosten als auch empirische Ergebnisse erzielt werden. Untersucht wurde nicht nur der Prozeß der Energieerzeugung, sondern der gesamte Lebenszyklus (Fuel cycle). Betrachtet wurden die Phasen Erstellung der Anlage, Betrieb der Anlage und Stromtransport, d.h. die Auswirkungen der Stromleitungen.

Neben Kohle, Braunkohle, Öl, Gas und Atomenergie wurden als regenerative Energien Wind- und Wasserkraft auf ihre externen Kosten hin untersucht. Im Rahmen der Untersuchungen zu den externen Effekten der Wasserkraft wurden zwei Anlagen betrachtet: Einmal

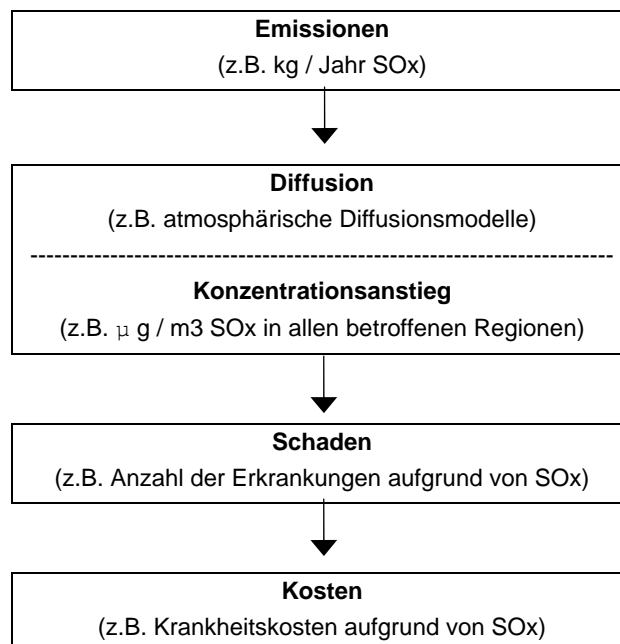
die Erweiterung einer bestehenden Anlage im Südwesten von Norwegen. Hier sollen zwei weitere Stauanlagen gebaut und zwei bestehende vergrößert werden. Dadurch soll die durchschnittliche Stromproduktion von 1 TWh auf 1,3 TWh pro Jahr steigen. Außerdem gehört zu der Anlage eine 4 km lange 300 kV Stromleitung, für die ebenfalls die Auswirkungen bewertet wurden. Zum anderen wurde eine Anlage in Frankreich untersucht. Hier handelt es sich um eine bestehende Anlage am Fluß La Creuse in Zentral Frankreich. Die Leistung dieses Kraftwerks ist mit 20 MW deutlich geringer als die des Kraftwerks in Norwegen. Zu der Anlage gehören drei Staudämme mit einer Höhe von 19 m, durch die im Flußlauf jeweils Seen mit einer Gesamtfläche von 1,1 qkm entstehen.

Aus der Beschreibung der beiden Anlagen wird deutlich, daß eine direkte Vergleichbarkeit mit den kleinen Wasserkraftwerken (bis 1 MW), wie sie im Mittelpunkt dieses Gutachtens stehen, auch bei dieser Studie nicht gegeben ist. Da die Untersuchungen zur Anlage in Frankreich zum Zeitpunkt der Erstellung des Berichtes noch nicht vorlagen, wird im folgenden vorwiegend auf die Anlage in Norwegen eingegangen.

Methodik der Studie

Allen Studien zu den externen Kosten der Energieerzeugung der Europäischen Union liegt der *Schadensfunktionen-Ansatz* (*impact-pathway damage function approach*) zugrunde. Danach werden die Umweltwirkungen von der Quelle (jeweilige Anlage) bis zum Rezeptor (z.B.: Bevölkerung, Ernte, oder Gebäude etc.) verfolgt und dann jeweils dort ermittelt. Mit Hilfe der „Impact Pathway Methodology“ wird eine Externalität von ihrem Ursprung bis hin zu der Stelle verfolgt, an der der eigentliche Schaden auftritt (final impact/end point). Die prinzipiellen Schritte dieser Methode können wie folgt beschrieben werden (European Commission 1995a: 23):

Abbildung 6: Schritte des Schadensfunktionen-Ansatzes



Quelle: Europäische Kommission (1995a: 25)

Um den „impact“ eines Energieträgers zu bestimmen (Mengengerüst), werden

- alle Prozeßstufen betrachtet
- Referenztechnologien (für die Produktion und die Schadensvermeidung) und Referenzanlagen bestimmt,
- Emissionen für alle Prozeßstufen identifiziert,
- Diffusionsmodelle für jeden Schadstoff simuliert,
- Dosis-Wirkungs-Funktionen zur Kalkulation von Schäden abgeleitet
- Material- und Individualschäden berechnet und
- die ermittelten Schäden in einem letzten Schritt monetär bewertet.

Bei der Betriebsphase ist dann zu unterscheiden zwischen den Auswirkungen der Anlage selbst und den Auswirkungen der Übertragungsanlagen (Stromleitungen etc.).

Bewertung der Stromerzeugung aus Wasserkraft in Norwegen

Bei der Stromerzeugung mittels Wasserkraft entstehen keine Luftschadstoffemissionen. Die Auswirkungen sind vielmehr geprägt durch die mit dem Wasserkraftwerk verbundene Änderung der Landnutzung, Auswirkungen auf kulturelle Stätten und aquatische und terrestrische Ökosysteme. Da die Auswirkungen sehr stark vom jeweiligen Projekt abhängen, d.h. was für ein Kraftwerk wird an welcher Stelle errichtet, können generell gültige Schadensfunktionen nur sehr bedingt aufgestellt werden. Für den größten Teil der Bewertung der Auswirkungen wurden daher die Abschätzungen von Experten genutzt, die in einer umfassenden Umweltverträglichkeitsstudie für das Sauda-Projekt enthalten waren.

Insgesamt wurden mehr als 80 verschiedene Auswirkungen für die Bewertung der Wasserkraftanlage festgestellt. Aus dieser Menge wurden zehn Auswirkungen mit hoher Relevanz/Priorität für die Bewertung ausgewählt. Dies sind (European Commission 1995b: 145; eigene Übersetzung):

1. Auswirkungen der Flußlaufveränderung, Eindeichung und Ablagerung von Stein- und Erdaushub auf die Landwirtschaft;
2. Auswirkungen des Straßenbaus, der Übertragungsleitungen, Eindeichung und von Stein- und Erdaushub auf die Forstwirtschaft;
3. Auswirkungen der Flußlaufänderungen auf das Grundwasserangebot;
4. Auswirkungen auf den Fährverkehr infolge der Einleitung temperierten Wassers in den Fjord;
5. Auswirkungen der Bau- und Betriebsphase auf Erholungsaktivitäten;
6. Auswirkungen der Bau- und Betriebsphase auf kulturelle Stätten (und Stätten von archäologischem Interesse);
7. Auswirkungen der Bau- und Betriebsphase auf terrestrische und aquatische Ökosysteme;
8. Auswirkungen der Bau- und Betriebsphase auf Gesundheit der bei dem Projekt Beschäftigten;
9. Auswirkungen der Bau- und Betriebsphase auf die lokale und nationale Beschäftigung sowie das lokale Einkommen;
10. Auswirkungen der Übertragungsleitungen auf Vogelpopulationen.

Während für die Bewertung der meisten Effekte (Auswirkungen auf die Landwirtschaft, Forstwirtschaft, verringerte Transportkosten aufgrund von Eisfreiheit des Fjordes) auf Markt-

werte zurückgegriffen werden konnte, wurde für die Bewertung der Auswirkungen auf den veränderten Erholungswert des Gebietes, auf kulturelle Stätten und aquatische und terrestrische Ökosysteme eine *Contingent Valuation* (direkte Zahlungsbereitschaftsanalyse) durchgeführt. Als Vorteil der Studie wird genannt, daß damit auch die nicht-nutzungsabhängigen Wertschätzungen ermittelt werden können, die einen bedeutenden Anteil an den gesamten externen Effekten der Wasserkraftanlage in Sauda haben. Neben der Angabe der ermittelten monetären Größen werden noch drei weitere Bewertungskategorien eingeführt: Vertrauensniveau der Werte, räumliche und zeitliche Reichweite.

Tabelle 23: Externe Kosten des Sauda-Wasserkraft-Projektes (in mECU/kWh)

Schadenskategorie	Kosten (-) Nutzen (+) (mECU/kWh)	Vertrauens- intervall	räumliche Reichwei- te	zeitliche Reichwei- te
Landwirtschaft	- 0,0098 - 0,0110	H	L	S
Forstwirtschaft	- 0,0001 - 0,0004	H	L	S
Wasserdargebot	- 0,0034 - 0,0135	H	L	S
Fährenverkehr	+ 0,0046	H	L	S
aggregierter Wert aus Con- tingent Valuation Studie	- 2,2561	M	L	S
Berufsunfälle (Bau- und Betriebsphase) (1)	-0,0000014 - 0,0186	M	L	S
Vogelwelt (Tot durch Kontakt mit Übertragungsleitung)	IQ		L	S
Ästhetik (Übertragungsleitung)	NQ		L	S
öffentliche Gesundheit				
• Dambruch	NQ		R	L
• elektromagnetische Fel- der der Übertragungslei- tungen	NQ		L	M/L
• Quecksilberverseuchung des Fischbestandes	NQ		L	M/L
• Unfälle im Zusammen- hang mit Übertragungs- leitungen	NQ		L	S/L
• Treibhausgasemissionen vom Stausee	NQ		G	L
marines Ökosystem	NQ		R	M/L
Aquaculture	NQ		R	M

Quelle: European Commission (1995b: 230)

Abkürzungen

NQ: nicht quantifiziert

IQ: quantifiziert, aber nicht bewertet

Vertrauensniveau

H = hoch; Werte korrekt innerhalb der Größenordnung

M = mittel; Größenordnung stimmt

S = gering; Werte können mehr als die Größenordnung falsch sein.

Räumliche Reichweite

L = lokal; 0 bis 100 km

R = regional; 100 bis 1.000 km

G = global; größer als 1.000 km.

Zeitliche Reichweite

S = kurzfristig; Wirkungen sofort spürbar

M = mittelfristig; 1 bis 100 Jahre

L = langfristig; 100 bis 100.000 Jahre.

Wie Tabelle 23 zu sehen ist, wurden die einzelnen externen Effekte nicht zu einer Gesamtzahl aufsummiert. Der wesentliche Grund hierfür ist darin zu sehen, daß es sich bei den bisherigen Arbeiten nur um partielle Schätzungen der mit der Wasserkraft verbundenen externen Kosten handelt. Die Summe der Schäden könnte daher zu einer Unterschätzung der Kosten führen.

Ein wesentliches Ergebnis der Studie sehen die Autoren darin, daß die hauptsächlichen Auswirkungen im Gegensatz zu den externen Kosten anderer Energieträger wie Kohle, Öl etc. nicht mit Emissionen in die Luft verbunden sind, sondern auf die direkten Auswirkungen auf aquatische und terrestrische Ökosysteme zurückzuführen sind. Die Ursache hierfür liegt u.a. in der Veränderung von Flußläufen und der Errichtung von Dämmen. Das Ausmaß und die Bedeutung dieser Auswirkungen sind sehr spezifisch mit dem jeweiligen Standort verbunden. Daher sei es auch sehr schwierig, generelle „Dose-Response“-Funktionen, wie sie insbesondere bei den fossilen Energieträgern sehr viel eindeutiger ermittelt werden konnten, für die Schadensbewertung aufzustellen.

10.5 Fazit zu den Studien über die externen Kosten der Wasserkraft

Alle hier angeführten Untersuchungen zeigen sowohl, daß von Wasserkraftanlagen erhebliche externe Wirkungen ausgehen können, als auch, daß eine Monetarisierung dieser Auswirkungen zur Zeit erst sehr begrenzt möglich ist. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, daß aus der Sicht des Gewässerschutzes vorwiegend qualitative Kriterien wie z. B. die Durchgängigkeit eines Fließgewässers im Vordergrund stehen. An derartige Kriterien ist aber eine monetäre Bewertung der Auswirkungen nur schwer anknüpfbar.

Ein interessanter Ansatz für die Bewertung der externen Effekte ist daher der von Masuhr et al. Sie haben versucht, die Beeinträchtigung der Natur über ein Flächenmaß abzuschätzen und diese beeinträchtigte Fläche dann mit Werten aus der von Hampicke et al. (1991) ermittelten Zahlungsbereitschaft für den Arten- und Biotopschutz zu bewerten. Allerdings dürfen diese Daten lediglich als eine erste Abschätzung angesehen werden, da sowohl die Länge der beeinträchtigten Gewässer und vor allem der gewählte Faktor von 0,5 qkm pro Kilometer Lauflänge als Annäherungen zu verstehen sind. Insbesondere gegenüber diesem Faktor von 0,5 qkm je Kilometer Lauflänge des Gewässers ist Skepsis angebracht. Die von uns im Rahmen dieses Gutachtens befragten Experten wollten sich nicht auf eine derartige Zahl festlegen.

Auf ein wichtiges Ergebnis, das auch schon einleitend zu diesem Kapitel genannt wurde, sei hier noch einmal hingewiesen: Die wesentlichen externen Effekte der Wasserkraftanlagen bestehen in den Auswirkungen auf die Fließgewässer und hängen damit stark von den Gegebenheiten am jeweiligen Standort ab. Für die ökonomische Bewertung der Auswirkungen kleiner Wasserkraftanlagen kommt damit dem von Schweppe-Kraft gewählten Ansatz eines „Benefit transfers“ (vgl. Abschnitt 9.3) für die monetäre Bewertung von Biotopen größere Bedeutung zu. Allerdings fehlen auch für die Verfolgung dieses Ansatzes einigermaßen verwertbare Aussagen über das *quantitative(!)* Ausmaß der Beeinträchtigung des Fließgewässers. Ließe sich hierfür als eine untere Grenze noch die Länge der Ausleitungsstrecken heranziehen, so bleibt doch die Frage bestehen, welche Qualität die Veränderungen des Fließgewässers haben.

11 Die Genehmigungspraxis bei kleinen Wasserkraftwerken unter besonderer Berücksichtigung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)²²

11.1 Einleitung

Um einen Einblick in die Genehmigungspraxis bei kleinen Wasserkraftwerken zu bekommen, sind zunächst die Erfahrungen verschiedener Behörden und Institutionen gesammelt und ausgewertet worden. Aufbauend auf dieser praxisnahen Basis wird im folgenden eine Zusammenstellung der wichtigsten rechtlichen Bestimmungen gegeben, die die Wasserkraftnutzung betreffen, und ihre Anwendung anhand einiger Fallbeispiele aus Nordrhein-Westfalen aufgezeigt. Dabei wird besonders auf die Bedeutung der Umweltverträglichkeitsprüfung nach dem UVP-Gesetz eingegangen. Daran anschließend wird diskutiert, inwieweit Aspekte der Umweltverträglichkeit in die aktuelle Genehmigungspraxis bei Kleinwasserkraftwerken bereits einfließen, in Zukunft einfließen können und sollten und welche Rolle die UVP dabei spielen kann.

11.2 Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

11.2.1 Die Intention einer UVP

Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ist seit Juni 1985 ein zentrales Instrument des Umweltschutzes innerhalb der Europäischen Union (EU). In der seinerzeit verabschiedeten „Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten“ wird „betont, daß die beste Umweltpolitik darin besteht, Umweltbelastungen von vornherein zu vermeiden, statt sie erst nachträglich in ihren Auswirkungen zu bekämpfen“. 1988 wurde seitens der Bundesregierung ein Gesetzentwurf zur Umsetzung der genannten EG-Richtlinie vorgelegt, der schließlich im Februar 1990 als „Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG)“ verabschiedet und im August 1990 in Kraft getreten ist. Zweck dieses Gesetzes ist nach § 1 UVPG, eine wirksame Umweltvorsorge bei umweltrelevanten Vorhaben nach einheitlichen Grundsätzen sicherzustellen, indem

„1. die Auswirkungen auf die Umwelt frühzeitig und umfassend ermittelt, beschrieben und bewertet werden,“ und

„2. das Ergebnis der Umweltverträglichkeitsprüfung so früh wie möglich bei allen behördlichen Entscheidungen über die Zulässigkeit berücksichtigt wird.“

In der Umweltpolitik wurde so der Schritt von dem lange betriebenen, lediglich „reparierenden“ Umweltschutz hin zu einem *vorbeugenden Umweltschutz* manifestiert. Gleichzeitig wurde damit auch der medienübergreifende, ökologische Vernetzungen berücksichtigende, holistische Ansatz dieser Umweltvorsorge festgeschrieben (Storm & Bunge 1988).

Der deutsche Begriff „Umweltverträglichkeitsprüfung“ ist jedoch nicht sehr glücklich gewählt, suggeriert er doch, daß einem Vorhaben nach vermeindlich objektiver Prüfung das Prädikat

²² Dieses Kapitel wurde von Dipl.-Ing. D. Leifeld, Ing.-Büro Dr. K.-H. Loske. bearbeitet.

„umweltverträglich“ verliehen wird. Von einer „Umweltverträglichkeit“ im eigentlichen Sinne kann jedoch nie gesprochen werden, weil bei praktisch jeder Maßnahme, für die sich eine genaue Prognose und Bewertung der Umweltfolgen empfiehlt, selbst in ihrer ökologisch günstigsten Variante negative Konsequenzen zu erwarten sind. Es geht vielmehr darum, die Entscheidung darüber, ob und ggfs. wie ein Vorhaben durchgeführt werden soll, auf eine bessere, tragfähige Grundlage zu stellen, und zwar durch eine vorgeschaltete *Beurteilung der Umweltfolgen*. Der US-amerikanische Fachbegriff „Environmental impact assessment“ (wörtlich etwa: „Einschätzung der Umweltauswirkungen“) beschreibt die Intention einer UVP sehr viel besser (Storm & Bunge 1988).

11.2.2 Allgemeiner Verfahrensablauf einer UVP

Nach § 2 UVPG ist die UVP ein „*unselbständiger Teil verwaltungsbehördlicher Verfahren, die der Entscheidung über die Zulässigkeit von Vorhaben dient.*“ Kernstück innerhalb einer UVP ist die Umweltverträglichkeitsstudie (UVS), die als gutachterliche Einschätzung der Umweltauswirkungen einen wesentlichen Beitrag zur Entscheidungsfindung liefert (Storm & Bunge 1988). Der weitere Verfahrensablauf ist der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 24: Vereinfachtes Schema des UVP-Verfahrensablaufs

Verfahrensschritt	UVP-Gesetz
Feststellung der Erforderlichkeit einer UVP durch die zuständige Behörde (ggf. „Umweltverträglichkeitsprüfung“)	§ 3 Anwendungsbereich
Festlegung des Untersuchungsrahmens („Scoping“)	§ 5 Unterrichtung über den voraussichtlichen Untersuchungsrahmen
Erstellung der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) über die Umweltauswirkungen des Vorhabens	§ 6 Unterlagen des Trägers des Vorhabens
Einholen von behördlichen Stellungnahmen und Äußerungen der Öffentlichkeit zur UVS	§ 7 Beteiligung anderer Behörden § 8 Grenzüberschreitende Behördenbeteiligung § 9 Einbeziehung der Öffentlichkeit
Erarbeitung einer zusammenfassenden Darstellung der Auswirkungen des Vorhabens durch die zuständige Behörde	§ 11 Zusammenfassende Darstellung der Umweltauswirkungen
Bewertung der Umweltauswirkungen des Vorhabens auf Grundlage der zusammenfassenden Darstellung und anschließende Berücksichtigung der Ergebnisse der UVP im Entscheidungsprozeß durch die zuständige Behörde	§ 12 Bewertung der Umweltauswirkungen und Berücksichtigung der Ergebnisse bei der Entscheidung

Nach § 2 UVPG sollen die Auswirkungen eines Vorhabens auf folgende *Schutzgüter* untersucht werden:

- „1. Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft, einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen“ und
- „2. Kultur- und sonstige Sachgüter.“

Gängigste Bewertungsmethoden sind dabei die verbal-argumentative Bewertung, die ökologische Risikoanalyse und die Nutzwertanalyse.

11.2.3 Der Anwendungsbereich des UVP-Gesetzes

Nun ist nicht für jedes Vorhaben grundsätzlich eine UVP vorgeschrieben: § 3 UVPG regelt den Anwendungsbereich und enthält in seiner Anlage einen Katalog von UVP-pflichtigen Vorhaben. Solche sind zum Beispiel:

- Errichtung und Betrieb von bestimmten Anlagen, die einer immissionsschutzrechtlichen Genehmigung bedürfen (nach § 4 des Bundes-Immissionsschutzgesetz);
- Errichtung und Betrieb von Deponien, die einer abfallrechtlichen Planfeststellung bedürfen (nach § 31 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes);
- Bau und Änderung einer Bundesfernstraße, die der Planfeststellung bedürfen (nach § 17 des Bundesfernstraßengesetzes);

Im Bereich der Wasserwirtschaft sind danach folgende Vorhaben UVP-pflichtig:

- Bau und Betrieb sowie die wesentliche Änderung einer Abwasserbehandlungsanlage, die einer Zulassung nach § 18c des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) bedürfen;
- Ausbau, Neubau und Beseitigung einer Bundeswasserstraße, die der Planfeststellung nach § 14 des Bundeswasserstraßengesetzes bedürfen;
- Rohleitungsanlagen;
- außerdem umfaßt die UVP auch diejenigen Bereiche *aller* UVP-pflichtigen Vorhaben, die einer wasserrechtlichen Erlaubnis oder Bewilligung bedürfen.

Kleinwasserkraftwerke finden sich unter Punkt 6 der Anlage wieder:

„Herstellung, Beseitigung und wesentliche Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer sowie von Deich- oder Dammbauten, die einer Planfeststellung nach § 31 des Wasserhaushaltsgesetzes bedürfen.“

Es bleibt zunächst festzuhalten: Die Handhabung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) im Zusammenhang mit der Genehmigung von kleinen Wasserkraftwerken ist im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) festgeschrieben!

11.3 Kleine Wasserkraftwerke im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG)

Das WHG sowie das BNatSchG sind sog. Rahmengesetze des Bundes und enthalten die wichtigsten wasserrechtlichen und naturschutzrechtlichen Bestimmungen, die bei der Wasserkraftnutzung eine Rolle spielen. Sie sind Grundlage der verschiedenen Landeswassergesetze bzw. Landesnaturschutzgesetze und in jedem Fall bindend.

Meistens werden die Vorschriften des WHG inhaltlich in den Landeswassergesetzen wiederholt. Deshalb kann es vorkommen, daß wasserrechtliche Genehmigungen - wie sie für das Betreiben von Wasserkraftwerken erforderlich sind - auch nach Landeswassergesetzen erteilt werden. Auf deren Vorschriften wie auch auf solche der ebenfalls zu beachtenden Fischereigesetze oder des Tierschutzrechts kann hier jedoch nur am Rande eingegangen werden.

Da Kleinwasserkraftwerke im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) nicht explizit erwähnt werden, gelten die Bestimmungen für Wasserkraftwerke allgemein. Wichtig ist zunächst, daß ein Ge-

wässer immer ein *Gemeingut* ist: § 1a WHG, Abs. 1 schreibt als Grundsatz der Wasserwirtschaft fest: *„Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushalts so zu bewirtschaften, daß sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und daß jede vermeidbare Beeinträchtigung unterbleibt.“*

Das Betreiben von Wasserkraftwerken stellt nach § 3 WHG, Abs. 1 u. 2 in jedem Fall eine *Gewässerbenutzung* dar. Das *„Entnehmen und Ableiten von Wasser aus oberirdischen Gewässern“* und das *„Aufstauen und Absenken von oberirdischen Gewässern“* sowie *„Maßnahmen, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß schädliche Veränderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Beschaffenheit des Wassers herbeizuführen“*, sind immer mit dem Betrieb eines Kleinwasserkraftwerkes verbunden. Und damit ist für ihr Betreiben nach § 2 grundsätzlich eine behördliche Erlaubnis oder Bewilligung erforderlich. Die Erteilung einer Erlaubnis (nach § 7 WHG) oder Bewilligung (nach § 8 u. 9 WHG) bedarf wiederum für Vorhaben, die *„nach § 3 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung einer Umweltverträglichkeitsprüfung“* unterliegen, (z.B. nach § 31 WHG) eines Verfahrens, das den Anforderungen des UVP-Gesetzes entspricht.

Weiterhin gilt nach § 31 WHG (Ausbau)²³, Abs. 1 folgender Grundsatz: *„Gewässer, die sich im natürlichen oder naturnahen Zustand befinden, sollen in diesem Zustand erhalten bleiben, und nicht naturnah ausgebaute natürliche Gewässer sollen so weit wie möglich wieder in einem naturnahen Zustand zurückgeführt werden, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit nicht entgegenstehen. Solche Gründe können zum Beispiel bei einer vorhandenen Wasserkraftnutzung vorliegen“*. Mit dieser Änderung des § 31 wurde die Wasserkraftnutzung als ein Beispiel für unter bestimmten Umständen zulässige Gewässernutzungen aufgenommen. Sind diese Umstände gegeben, dann können diese der Erhaltung in naturnahem Zustand oder einer Rückführung des Gewässers in diesen Zustand entgegenstehen. Somit wird auf die Notwendigkeit einer Güterabwägung für bestimmte Fälle hingewiesen, ohne dafür allerdings direkt Kriterien zu nennen. Zu vermuten ist, daß sich hinter den Nutzungen zum Wohl der Allgemeinheit u.a. die kohlendioxidfreie Stromerzeugung verbirgt. Damit dürfte sich hinter diesem Paragraphen u.a. die Frage verbergen, zu deren Beantwortung dieses Gutachten seinen Beitrag leisten soll. Denn nur wenn *überwiegende* Gründe für die Gewässernutzung sprechen würden und damit gegen die Erhaltung oder den Rückbau, dann wäre der Nutzung der Vorzug zu geben. Darüber hinaus wird die Wasserkraft hier nur als ein Beispiel für Nutzungen dieser Art angeführt.

Absatz 2 lautet: *„Die Herstellung, Beseitigung oder wesentliche Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer (Ausbau) bedarf der vorherigen Durchführung eines Planfeststellungsverfahrens, das den Anforderungen des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung entspricht“*. Ein *Planfeststellungsverfahren* - und damit die UVP - ist aber nicht immer erforderlich, denn es werden in Absatz 3 Fälle aufgeführt, bei denen ein Planfeststellungsverfahren nicht notwendig ist. Ein Planfeststellungsbeschuß nach § 31 WHG ersetzt alle nach an-

²³ § 31 Ausbau wurde im sechsten Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) vom 11. November 1996 weitgehend neuformuliert .

deren Rechtsvorschriften erforderlichen behördlichen Zulassungen, beinhaltet somit die nötigen Erlaubnisse oder Bewilligungen nach §§ 2, 7 und 8 WHG.

Nach § 8 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) sind Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen können, als Eingriffe in Natur und Landschaft anzusehen. Kleinwasserkraftwerke können somit auch unter die sog. „Eingriffsregelung“ fallen. Nach § 4 Abs. 2 des Landschaftsgesetzes von Nordrhein-Westfalen (LG NW) sind es wiederum solche, die mit einem Gewässerausbau verbunden sind. Bei diesen Eingriffen ist der Verursacher verpflichtet, vermeidbare „Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft zu unterlassen sowie unvermeidbare Beeinträchtigungen innerhalb einer zu bestimmenden Frist durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege auszugleichen, Der Eingriff ist zu untersagen, wenn die Beeinträchtigungen nicht zu vermeiden oder nicht im erforderlichen Maße auszugleichen sind und die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei der Abwägung aller Anforderungen an Natur und Landschaft im Range vorgehen.“

Darüber hinaus gehören „*naturnahe und unverbaute Bach- und Flußabschnitte*“ als mögliche Standorte von kleinen Wasserkraftanlagen nach § 20 c BNatSchG zu den besonders geschützten Biotopen, bei denen „*Maßnahmen, die zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigung ... führen können*“, unzulässig sind.

Wie die zuständigen Behörden und Verbände mit den gesetzlichen Grundlagen und ihren Entscheidungsspielräumen umgehen, soll durch die Schilderung der aktuellen Genehmigungspraxis mit einigen Fallbeispielen gezeigt werden. Bei der Recherche mußten wir uns aus logistischen und zeitlichen Gründen im wesentlichen auf das Bundesland Nordrhein-Westfalen beschränken.

11.4 Die Genehmigungspraxis bei kleinen Wasserkraftwerken

11.4.1 Genehmigung neuer Kleinwasserkraftwerke

Vorgesehene Neubauten von Kleinwasserkraftwerken sind immer mit einem Gewässerausbau verbunden und nach Auffassung aller von uns konsultierten Behörden und Verbände nach § 31 WHG planfeststellungs- und damit UVP-pflichtig. Zumindest die Fischereiberechtigten (meistens auch die örtlichen Naturschutzverbände) befürchten in der Regel nachteilige Auswirkungen der Wasserkraftnutzung auf die Fischbestände bzw. die Gewässerökologie und werden daher Einwendungen erheben. Die Möglichkeit eines Plangenehmigungsverfahrens nach § 31 WHG ohne UVP bleibt bei Kraftwerksneubauten daher eher eine Ausnahme. Auch der Planungsträger sollte in diesem Zusammenhang ein Interesse an einem Planfeststellungsbeschluß haben, da er sich nur so vor Ansprüchen auf Unterlassung oder Entschädigung schützen kann (Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.V. 1995). Der Planfeststellungsbeschluß beinhaltet dann die erforderliche Erlaubnis oder Bewilligung sowie eine adäquate Eingriffsregelung.

Die Zulassung von Neubauten kleiner Wasserkraftwerke ist nach § 31 WHG faktisch planfeststellungs- und damit UVP-pflichtig!

In der Praxis spielen Anträge auf den Neubau von Kleinwasserkraftwerken kaum eine Rolle. Das Potential für Wasserkraftnutzung gilt in Deutschland als weitgehend ausgeschöpft (IÖW 1996 a). Die Planungsträger haben aus wirtschaftlichen Gründen kaum Interesse an Neubauten, die „darüber hinaus noch mit langwierigen und teuren“ Planfeststellungsverfahren mit der Durchführung einer (evtl. negativ ausfallenden) UVP verbunden sind. Alle von uns angelaufenen Nordrhein-Westfälischen Behörden (siehe Tabelle am Ende des Kapitels) haben ihre aus gewässerökologischen Gründen grundsätzlich kritische Haltung gegenüber Neubauten betont.

Nach unserer Kenntnis wurden in Westfalen-Lippe bei ca. 100 betriebenen kleinen Wasserkraftwerken (davon keine echten Neubauten) lediglich zwei Umweltverträglichkeitsprüfungen durchgeführt. Eine davon soll hier kurz als Fallbeispiel 1 vorgestellt werden. Das Kraftwerk selbst ist zwar ein Neubau, Wehr und Stauhaltung einschließlich altem Staurecht waren jedoch bereits vorhanden (Täubert 1994).

Fallbeispiel 1: Wasserkraftwerk am Mittellauf der Lippe bei Hamm-Uentrop

Planungsträger und Betreiber des Kleinwasserwerkes ist ein öffentliches Stromversorgungsunternehmen, die Vereinigte Elektrizitätswerke Westfalen AG (VEW). Das Kraftwerk mit ca. 500 kW Leistung ist als Flußkraftwerk ausgelegt und soll in unmittelbarer Nähe eines vorhandenen Wehres (Kühlwasserableitung) und der entsprechenden Stauhaltung am Mittellauf der Lippe gebaut werden. Die Steuerung der Kaplan-Rohr-Turbine wird an die Wehranlage und die aus dem bestehenden Staurecht vorgegebenen Wasserstandhöhen angepaßt. Die Anlage stellt zu der Zeit eine der letzten Möglichkeiten im Versorgungsgebiet der VEW dar, eine solche Baumaßnahme ohne besondere Eingriffe in Natur und Landschaft zu realisieren (Ing.-Büro Hoberg-Klute 1992).

Da sich der Planungsträger freiwillig für ein *Planfeststellungsverfahren* und damit eine *UVP* entschieden hat und der Eingriff von allen Beteiligten von vornherein als relativ gering angesehen wird, wird auf dem Scoping-Termin mit dem Umweltamt der kreisfreien Stadt Hamm und der Bezirksregierung Arnsberg ein „knapper“ Untersuchungsrahmen für die UVS abgesteckt, die bei einem Ingenieurbüro in Auftrag gegeben wird. Die UVS kommt zu dem Ergebnis, daß mit der Festschreibung der geplanten Minderungs-, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen die ökologische und soziale Verträglichkeit mehr als gewährleistet ist. Die wichtigsten Kompensationsmaßnahmen sind:

- Neubau eines Fischaufstiegs;
- Neubau eines Aalpasses;
- Einbau eines Feinrechens (Stababstand 20 mm);
- Pflanzung von Baumgruppen und Vogelschutz- und -nährgehölzen;
- Es wird keine Restwassermenge zum Abfluß über das Wehr festgelegt; durch ein unterhalb angebrachtes Sauerstoff-Meßgerät sollen zeitweilige Sauerstoffdefizite erkannt und nur bei Bedarf durch einen Mindestwasserabfluß über das Wehr zur Sauerstoffanreicherung aufgefangen werden.

Schließlich erfolgt der Planfeststellungsbeschluß, die Anlage wird gebaut und geht in Betrieb.

11.4.2 Genehmigung der Erweiterung bestehender Kleinwasserkraftwerke

Eine UVP-Pflicht läßt sich ebenfalls für die bauliche Erweiterung bestehender Wasserkraftanlagen ableiten, da es sich auch hier um Maßnahmen handelt, die mit einem Gewässer-ausbau im Sinne von § 31 WHG verbunden sind und so einem Planfeststellungsverfahren und damit einer UVP unterliegen. Erweiterungen sind also rein rechtlich wie Neubauten zu betrachten.

Die Genehmigung von Erweiterungen kleiner Wasserkraftwerke ist nach § 31 WHG faktisch planfeststellungs- und damit UVP-pflichtig!

Sie spielen ebenfalls in der Genehmigungspraxis derzeit kaum eine Rolle, wobei hier im wesentlichen die gleichen wirtschaftlichen Gründe anzuführen sind.

Fallbeispiel 2: Wasserkraftwerk am Glasebach im Eggegebirge

Der Besitzer einer seit langem stillstehenden, alten Mühle an einem kleinen, sehr naturnahen Bach erwägt, seine Mühle zur Stromerzeugung für den Eigenbedarf zu nutzen. Er ist in Besitz des alten Staurechtes. Die Anlage hat ein sog. überschlächtiges Rad und ist als Ausleitungsbauwerk angelegt. Das ganze Wasser des Baches fließt derzeit durch das alte Bachgerinne. Am Mühlgraben direkt neben der alten Anlage ist ein neues Turbinenhäuschen mit einer Zweikreis-Durchström-Turbine mit einer Leistung von 30 kW vorgesehen. Der dafür erforderliche Bauantrag wird gestellt. Innerhalb der zuständigen Kreisverwaltung bekommt auch die Untere Wasserbehörde durch den Bauantrag Kenntnis von dem Vorhaben und schaltet sich ein. In Abstimmung mit den Trägern öffentlicher Belange wird ein *Plangenehmigungsverfahren* nach § 31 WHG durchgeführt. Die Genehmigung wird mit u.a. folgenden Auflagen erteilt:

- Einhaltung der Wasserstandshöhen aus dem weiterhin bestehenden alten Staurecht;
- biologische Durchgängigkeit durch eine Restwassermenge von 1/2 MNQ;
- Einbau eines Feinrechs (Stababstand 20 mm);
- In der Genehmigung behält sich die Untere Wasserbehörde nachträgliche Forderungen nach § 10 WHG ausdrücklich vor.

Nach Inbetriebnahme der Anlage bemerkt der Fischereiberechtigte starke, kurzfristige Wasserstandsschwankungen im Gewässer. Die Ursache dafür ist, daß das Kleinwasserkraftwerk hydraulisch überdimensioniert geplant worden ist, so daß es bei niedrigen Wasserständen vom Besitzer im Schwellbetrieb gefahren wird. Der Fischereiberechtigte teilt den seiner Meinung nach nicht zulässigen Schwellbetrieb der Unteren Wasserbehörde mit. Die Untere Wasserbehörde hält diese Betriebsart ebenfalls für ökologisch nicht vertretbar. Sie macht von ihrem Recht auf nachträgliche Forderungen nach § 10 WHG Gebrauch und fordert den Mühlenbetreiber auf, den Schwellbetrieb unverzüglich einzustellen. Diese Nachforderung wird vom Mühlenbetreiber befolgt, so daß die Anlage heute bei zu niedrigen Wasserständen abgeschaltet wird.

11.4.3 Genehmigung der Wiederinbetriebnahme alter Kleinwasserkraftwerke

Bei der Wiederinbetriebnahme alter Wasserkraftanlagen wird die rechtliche Situation ungleich schwieriger, obwohl sie den *Normalfall* (!) der aktuellen behördlichen Genehmigungspraxis darstellt. Die Wiederinbetriebnahme von bestehenden Wasserkraftanlagen ist in der Regel nicht mit einem Gewässerausbau nach § 31 WHG verbunden und damit in der Regel auch nicht planfeststellungs- und UVP-pflichtig. Im Einzelfall ist dies jedoch von der zuständigen Genehmigungsbehörde zu entscheiden (vgl. Fallbeispiel 2).

Die Genehmigung der Wiederinbetriebnahme kleiner Wasserkraftwerke fällt in der Regel nicht unter § 31 WHG und ist damit nicht planfeststellungs- bzw. UVP-pflichtig!

Gleichwohl stellt die Umstellung einer alten Anlage vom mechanischen Direktantrieb einer Arbeitsmaschine auf eine Stromerzeugung, auch wenn dafür kein Neubau oder eine Erweiterung erforderlich ist, eine Änderung von Benutzungsanlagen dar und ist damit grundsätzlich *genehmigungspflichtig*. Es greift jedoch nicht mehr das WHG des Bundes, sondern die jeweiligen Landeswassergesetze der einzelnen Bundesländer.

In Nordrhein-Westfalen gelten hier beispielsweise die §§ 31, 99 und teilweise 113 des Landeswassergesetzes (LWG NW). In § 31 „Außerbetriebsetzen, Beseitigen und Ändern von Benutzungsanlagen“ wird in Absatz 3 festgelegt: *„Anlagen zur Benutzung eines Gewässers dürfen geändert werden, wenn dadurch die Benutzung nicht über das zugelassene Maß hinaus erweitert wird und ordnungsrechtliche Vorschriften nicht entgegenstehen. Die beabsichtigte Änderung ist zwei Monate vorher unter Beifügung der zur Beurteilung erforderlichen Zeichnungen, Nachweise und Beschreibungen der Behörde anzuzeigen.“*

Der § 99 „Genehmigung von Anlagen in und an Gewässern“ schreibt darüber hinaus die Genehmigungspflicht für *„die Errichtung oder wesentliche Veränderung von Anlagen in und an Gewässern“* fest, soweit sie nicht einer anderen behördlichen Zulassung (z.B. nach dem WHG) bedürfen. *„Die Genehmigung darf (nur) versagt oder mit Nebenbestimmungen verbunden werden, wenn das Wohl der Allgemeinheit es erfordert.“* Der § 113 wiederholt dies sinngemäß für Anlagen in Überschwemmungsgebieten. (Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen 1995).

Dem § 99 LWG NW entspricht im Niedersächsischen Wassergesetz (NWG) der § 91, der in diesem Bundesland die „Herstellung oder die wesentliche Änderung von Anlagen in und an oberirdischen Gewässern“ genehmigungspflichtig macht (Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.v. 1995). Das Land Baden-Württemberg regelt die Genehmigungspflicht noch genauer in einem gemeinsamen Erlaß des Umweltministeriums, des Ministeriums Ländlicher Raum und des Wirtschaftsministeriums (Umweltministerium Baden-Württemberg 1993). Darin wird unter Punkt 1.4 „Wasserrechtliche Genehmigung bei Änderung bestehender Wasserkraftanlagen“ festgelegt: *„Eine genehmigungspflichtige Änderung einer Gewässerbenutzungsanlage i.S. des § 23 WG liegt dann vor, wenn die Anlagen in ihrem baulichen und technischen Zustand nachträglich geändert werden, ohne daß damit eine Änderung der Gewässerbenutzung verbunden ist.“* Weiter heißt es: *„Keine Änderung nach § 23 WG liegt vor, wenn durch das nachträgliche Auswechseln abgängiger oder verbrauchter Anlagenteile gleicher Art - unter Berücksichtigung des technischen Fortschritts - die Funktionstüchtigkeit der Benutzeranlage lediglich aufrechterhalten wird.“*

Sobald bauliche Änderungen mit der Wiederinbetriebnahme einer kleinen Wasserkraftanlage verbunden sind - was fast immer der Fall sein wird - muß also ein Genehmigungsverfahren durchlaufen werden, in dem die Wasserbehörden nach ihrer Auskunft jederzeit in der Lage sind, Benutzungsbedingungen und Auflagen zum „Wohl der Allgemeinheit“ durchzusetzen. Die Auffassung, daß auch Belange des Naturschutzes und der Ökologie zu diesem wasserrechtlichen Begriff „*Wohl der Allgemeinheit*“ gehören, hat sich inzwischen bei allen Behörden durchgesetzt (festgeschrieben ist dies z.B. im NWG, §2, Abs. 2). Grundsätzlich gilt also:

Die Wiederinbetriebnahme eines kleinen Wasserkraftwerkes bedarf nach den einzelnen Landeswassergesetzen in der Regel einer wasserrechtlichen Genehmigung, die mit Benutzungsbedingungen und Auflagen versehen werden kann!

Fallbeispiel 3: Wasserkraftwerk am Oberlauf der Lippe in Bad Lippspringe

Der Besitzer eines alten „Hauwerks“ ohne altes Staurecht in der Ortslage Bad Lippspringe möchte seine Anlage zur hydroelektrischen Stromgewinnung nutzen. Die Anlage soll mit einem sog. „Zuppinger Rad“ mit einer Leistung von ca. 10 kW in den vorhandenen Baulichkeiten ausgerüstet werden. Eine entsprechende Anfrage bei der zuständigen Unteren Wasserbehörde ergibt keine grundsätzlichen Bedenken. In dem noch laufenden Verfahren wird eine *Genehmigung nach* den §§ 99 und 113 des *Landeswassergesetzes* von Nordrhein-Westfalen (LWG NW) angestrebt, in Verbindung mit der Erteilung einer *Erlaubnis zur Gewässerbenutzung* nach § 7 WHG. Dem Betreiber werden die üblichen Benutzungsauflagen nach § 4 WHG gemacht. Die Herstellung der biologischen Durchgängigkeit bzw. Fischdurchgängigkeit stellt sich als problematisch heraus. Der Betreiber ist zwar grundsätzlich dazu bereit, sieht sich aus Gründen der Gefährdung der Wirtschaftlichkeit der Anlage aber außerstande, den neben dem vorhandenen kleinen Umgehungsgerinne geforderten Fischpaß zu finanzieren. In dem noch nicht abgeschlossenen Verfahren wird derzeit nach anderen Möglichkeiten gesucht, die Anlage insgesamt biologisch durchgängig zu machen.

Fallbeispiel 4: Erneuerung der Wehranlage eines Wasserkraftwerkes am Oberlauf der Alme

Der Betreiber eines alten Ausleitungswasserkraftwerkes mit einer Leistung von ca. 12 kW am naturnahen Oberlauf des kleinen Flusses Alme kann die Leistung der Anlage nicht mehr voll ausschöpfen, weil die Wehr- bzw. Stauanlage baufällig und veraltet ist. Er trägt sich deshalb mit dem Gedanken, die Wehranlage zu erneuern. Diese liegt innerhalb eines Naturschutzgebietes, so daß sich der Besitzer bei der zuständigen Kreisverwaltung erst einmal nach der rechtlichen Situation erkundigt. Baurechtlich besteht zwar kein Genehmigungsbedarf, aber die Untere Wasserbehörde weist auf den wasserrechtlichen *Genehmigungsbedarf* nach § 113 LWG NW hin. In Abstimmung mit der Unteren Landschaftsbehörde wird der Betreiber der Wasserkraftanlage weiterhin darauf hingewiesen, daß eine Genehmigung nur bei Erfüllung u.a. folgender Auflagen erteilt werden kann:

- Herstellung der biologischen Durchgängigkeit ;
- Herstellung der Fischdurchgängigkeit;
- Restwassermenge von 1/2 MNQ;
- Schonende Durchführung der Bauarbeiten.

Der Anlagenbetreiber hat noch keine Entscheidung getroffen und bisher keinen Genehmigungsantrag gestellt.

11.4.4 Altrechtsproblematik

Ein allgemeines, schwer einzuordnendes Problem in der Genehmigungspraxis ist die *Altrechtsproblematik*, auf die noch eingegangen werden soll. Die weitaus meisten heute existierenden Wasserkraftanlagen stammen aus dem 16. - 18. Jahrhundert. Genauso alt oder noch viel älter sind in vielen Fällen die dazugehörigen Staurechte. Da sie in der Regel unbefristet sind, haben viele dieser alten Rechte und Befugnisse auch heute noch Bestand. Sie stellen für den Besitzer nach § 15 WHG eine *Befreiung von* der nach § 2 WHG bestehenden Notwendigkeit der Erteilung einer Erlaubnis oder *Bewilligung* zur Gewässerbenutzung dar. Benutzungsaufgaben zur Berücksichtigung fischereilicher oder gewässerökologischer Belange spielten seinerzeit bei der Erteilung natürlich kaum eine Rolle (Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.v. 1995), so daß allenfalls Stauhöhen in ihnen festgeschrieben sind.

Alte Rechte und Befugnisse auf eine Gewässerbenutzung können dem Besitzer nach § 15 WHG, Abs. 4 gegen Zahlung einer Entschädigung widerrufen werden, wenn es im Interesse des „*Wohls der Allgemeinheit*“ ist. Das scheitert regelmäßig daran, daß dafür keine Haushaltsmittel zur Verfügung stehen (Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.V. 1995). Ohne Anspruch auf Entschädigung ist ein Widerruf möglich, wenn die Benutzung drei Jahre lang ununterbrochen nicht mehr oder in einem geringeren Umfang ausgeübt wurde oder der Zweck der Benutzung ohne Einwilligung der Behörde geändert oder ausgedehnt wurde und somit gegen das Recht verstoßen wird. Aber auch diese Fälle bleiben theoretischer Natur, da alte Rechte, die nicht genutzt werden, den Behörden meist nicht bekannt sind. Sie werden meist erst bekannt, wenn der Besitzer seine Anlage reaktivieren will, so daß es „moralisch“ verwerflich wäre, ihm die Rechte genau in diesem Moment zu entziehen.

Genutzte alte Rechte und Befugnisse sind nach § 16 WHG meist ins Wasserbuch oder sogar ins Grundbuch eingetragen und erfahren so einen hohen Schutz. Nicht zuletzt, weil sie wenig restriktiv sind, wird gegen sie selten verstoßen. So ist es möglich, daß heute nicht wenige Wasserkraftanlagen aufgrund von Zulassungen nach längst nicht mehr geltenden Rechtsvorschriften betrieben werden, weil sie nach den Bestimmungen des WHG keiner Erlaubnis oder Bewilligung bedürfen. Dies gilt zum Beispiel für Anlagen, die schon nach dem ersten Weltkrieg auf Turbinenbetrieb umgestellt wurden. Änderungen und Einschränkungen der Wasserkraftnutzung zugunsten der Fließgewässerökologie nehmen die Betreiber solcher Anlagen nur selten freiwillig in Kauf; eine rechtliche Handhabe zur Durchsetzung von Auflagen besteht hier nicht (Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.V. 1995).

Meistens bleiben so die alten Rechte und Befugnisse bei Wiederinbetriebnahme einer alten Wasserkraftanlage bestehen. Nur wenn sie erloschen oder nicht mehr zu belegen sind (ein Gewohnheitsrecht zur Gewässerbenutzung gibt es nicht!), werden neue Erlaubnisse oder Bewilligungen nach den §§ 2 3, 7 und 8 WHG erteilt. Die Behörden in Nordrhein-Westfalen erteilen bevorzugt eine Erlaubnis (§ 7), wogegen in Baden-Württemberg meist die Erteilung

einer rechtlich stärkeren, aber i.d.R. auf 30 Jahre befristeten Bewilligung (§ 8) bevorzugt wird, um den Betreibern vor allem zur Finanzierung ihrer Anlagen eine gesicherte Rechtsstellung einzuräumen (Umweltministerium Baden-Württemberg 1993).

Da aber die Wiederinbetriebnahme eines Kleinwasserkraftwerkes unabhängig vom Vorhandensein einer Erlaubnis, Bewilligung oder eines alten Rechtes zur Gewässerbenutzung in jedem Fall auch mit einem wasserrechtlichen Genehmigungsverfahren in irgendeiner Form verbunden ist, hat die Altrechtsproblematik insgesamt eine nur untergeordnete Bedeutung bei der aktuellen Genehmigungspraxis von kleinen Wasserkraftanlagen.

11.5 Diskussion der aktuellen Genehmigungspraxis

Für alle Neubauten von Kleinwasserkraftwerken sowie für Anlagenerweiterungen ist die Notwendigkeit einer Umweltverträglichkeitsprüfung nach dem UVPG gesetzlich festgelegt, d.h. faktisch planfeststellungspflichtig. Beides ist unvermeidlich mit einem Gewässerausbau nach § 31 WHG verbunden und unterliegt deshalb grundsätzlich einem Planfeststellungsverfahren, in dem eine UVP durchgeführt werden muß. Nur in einzelnen Fällen sind Plangenehmigungsverfahren nach § 31 WHG ohne UVP möglich. Dies sollte nicht als vermeintliche Rechtsunsicherheit, sondern als notwendiger Entscheidungsspielraum für die zuständigen Genehmigungsbehörden gesehen werden.

Neubauten von Kleinwasserkraftwerken kommen in der aktuellen Zulassungspraxis nur sehr selten vor. Dafür lassen sich zwei Hauptursachen feststellen: Das Potential der Wasserkraftnutzung ist in Deutschland bereits in einem hohen Maße erschlossen (unabhängig von einer hydroelektrischen Energieerzeugung) (IÖW 1996 a). Darüber hinaus werden mögliche Reststandorte durch die Naturschutzgesetzgebung aus landschafts- und gewässerökologischen Gründen weitgehend vor einem solchen Eingriff geschützt: Zum einen durch direkten Schutz, zum anderen indirekt über das Ausmaß der Kompensationsmaßnahmen, welches natürlich mit der Intensität des Eingriffs steigt, so daß die damit verbundenen Kosten zu einem erheblichen Faktor werden. Ein Neubau von kleinen Wasserkraftwerken ist daher in der Regel nicht wirtschaftlich, weil er nach heutigem Recht nicht „umweltverträglich“ ist.

Demgegenüber ist die Wiederinbetriebnahme von kleinen Wasserkraftwerken in aller Regel ohne Planfeststellungsverfahren und damit ohne UVP möglich. Das gilt auch, wenn der Betreiber vom Direktantrieb einer Arbeitsmaschine auf Stromerzeugung umstellt. Sobald aber solche baulichen Änderungen mit der Wiederinbetriebnahme verbunden sind, wird auf jeden Fall ein wasserrechtliches Genehmigungsverfahren nach den einzelnen Landeswassergesetzen notwendig, und zwar unabhängig davon, ob ein altes Staurecht besteht oder nicht. Über diese Genehmigungsverfahren sind die zuständigen Behörden in der Lage, die Wiederinbetriebnahme mit gewässerökologischen und fischereilichen Benutzungsaufgaben, wie Feinrechen, Restwassermenge, biologische Durchgängigkeit u.a. zu verbinden. In einigen Fällen kann so über die Wiederinbetriebnahme sogar eine Verbesserung der ökologischen Situation des betreffenden Fließgewässers erreicht werden.

Meistens scheinen bei den Reaktivierungen von Wasserkraftanlagen die alten Rechte und Befugnisse bestehen zu bleiben. Sie werden nicht durch Erlaubnisse oder Bewilligungen nach dem aktuellen WHG ersetzt, bei denen die rechtliche Situation für die Erteilung von

Benutzungsaufgaben etwas einfacher wäre. Dies ist wohl als ein Zugeständnis an die Betreiber von Wasserkraftwerken zu sehen.

Die Wiederinbetriebnahme von kleinen Wasserkraftwerken mit Umstellung auf Stromerzeugung stellt sich in der Praxis gegenüber dem Neubau als umweltverträglicher dar und kann somit als Normalfall in der behördlichen Genehmigungspraxis angesehen werden. Die Wiederinbetriebnahme ist in der Regel möglich, sobald die Betreiber bereit sind, Nutzungsaufgaben in Kauf zu nehmen und somit die öffentlichen Belange des Naturhaushalts und der Gewässerökologie in ausreichendem Maße zu berücksichtigen. Interessant ist bei dieser Zulassungspraxis die Rolle der UVP: Für die Sicherstellung der Umweltverträglichkeit von kleinen Wasserkraftwerken hat sie auf den ersten Blick kaum eine Bedeutung. Auf den zweiten Blick läßt sich jedoch sagen: Sie verhindert den mit großen Gewässerausbauten verbundenen, ökologisch problematischen Neubau von Kleinwasserkraftwerken, weil sie einer Umweltverträglichkeitsprüfung in der Praxis nicht standhalten!

Die Wiederinbetriebnahme von kleinen Wasserkraftwerken dagegen gilt gemeinhin als umweltverträglich und würde wohl jeder Umweltverträglichkeitsprüfung standhalten, wenn die im Zuge einer adäquaten Eingriffsregelung erforderlichen Kompensationsmaßnahmen festgeschrieben würden. In der Genehmigungspraxis ist rein rechtlich jedoch keine UVP oder Eingriffsregelung notwendig. Eine Kompensation wird aber auch hier seitens der Wasserbehörden umgesetzt, und zwar vergleichsweise unbürokratisch über die Festlegung von Nutzungsbedingungen und Auflagen.

11.6 **Schlußbemerkungen**

Bei der Zulassung von kleinen Wasserkraftanlagen gilt es eine Vielzahl von gesetzlichen Grundlagen zu beachten und zu verarbeiten: Zum einen sind dies Bundes- und Ländergesetze unterschiedlicher hierarchischer Ebene, zum anderen Wasser-, Naturschutz-, Fischereigesetze u.a. Fachgesetze mit unterschiedlichen Anliegen. Im einzelnen Zulassungsfall entsteht dabei eigentlich weniger ein Konflikt zwischen Klima- und Gewässerschutz. Vielmehr entsteht ein Konflikt zwischen den wirtschaftlichen Interessen einzelner (Wasserkraftwerksbetreiber) auf der einen Seite und dem Gewässerschutz im Interesse des „*Wohls der Allgemeinheit*“ auf der anderen Seite. Daher sei an dieser Stelle nochmals auf § 1 a WHG, Abs. 1 verwiesen: Gewässer sind danach so zu bewirtschaften, „...*daß sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen...*“ - das Wohl der Allgemeinheit steht hier eindeutig an erster Stelle!

Die Komplexität der Fallbeispiele zeigt, daß die Abwägung zwischen privaten Nutzungsinteressen und öffentlichen Naturschutzinteressen vor dem bestehenden gesetzlichen Hintergrund jeweils nur im einzelnen Zulassungsfall erfolgen kann und sollte. Eine umweltverträgliche Wasserkraftnutzung erscheint meist nur bei Vorschädigung des Gewässers möglich, also durch die Wiederinbetriebnahme alter Anlagen. Dabei werden entsprechende Nutzungsaufgaben im Interesse der Gewässerökologie durchgesetzt. So ist der heutige rechtliche Rahmen durchaus geeignet, die Umweltverträglichkeit der Wasserkraftnutzung durch kleine Wasserkraftanlagen zu gewährleisten. Dies ist u.a. auch darauf zurückzuführen, daß noch kein Gebot zum Rückbau von Gewässern in naturnahen Zustand besteht.

12 Ökobilanz für eine kleine Wasserkraftanlage

Als ein weiterer Ansatz, mit dem kleine Wasserkraftanlagen und ihre ökologischen Auswirkungen bewertet werden könnten, ist die Ökobilanz zu nennen. Daher soll in diesem Abschnitt näher auf das Instrument sowie auf seine Einsatzmöglichkeiten im Rahmen der vorliegenden Fragestellung eingegangen werden. Dabei wird im folgenden Abschnitt in erster Linie die Struktur der Ökobilanz und ihre mögliche Anwendung für die Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen dargestellt. Die Anwendung dieser Methode an einen konkreten Beispiel muß leider späteren Arbeiten vorbehalten bleiben, so daß keine abschließende Wertung des Instruments Ökobilanz möglich ist.

12.1 Definition von Ökobilanzen

Ökobilanzen²⁴ als ökologische Informationsinstrumente haben in den letzten Jahren in Wissenschaft und Forschung, aber auch in der betrieblichen und staatlichen Umweltpolitik zunehmend Aufmerksamkeit erzielt. Mit einer Ökobilanz sollen die Wirkungen von Produkten und Dienstleistungen oder aber von ganzen Betrieben auf die Umwelt in Ihrer Gesamtheit dargestellt werden. Innerhalb des gesamten Lebensweges des betrachteten Bilanzierungsobjektes hinweg, - also von der Entnahme und der Aufbereitung der Rohstoffe, über die Herstellung, die Distribution und den Transport bis zum Gebrauch, Verbrauch und zur Entsorgung - sollen die Umweltwirkungen erfaßt und systematisch aufgelistet werden. Von Bedeutung ist hier eine umweltmedien-übergreifende Betrachtung der Auswirkungen. Unternehmen benutzen Ökobilanzen sowohl unternehmensintern wie auch zur externen Kommunikation, um:

- Umweltbeeinflussungen, die von ihren Produkten, Dienstleistungen oder Betrieben ausgehen, abschätzen zu können und die ökologischen Schwachstellen im Lebensweg des Produktes zu identifizieren und zu minimieren,
- die Möglichkeit des Vergleiches zweier oder mehrerer unterschiedlicher Produkte, Produktgruppen, Systeme, Verfahren oder Verhaltensweisen zu erhalten,
- die Öffentlichkeit über die Umweltwirkungen ihrer Produkte zu informieren, im Rahmen von Werbemaßnahmen ökologische Kennzeichnungen einzusetzen, sowie
- Kritik an den Produkten abwehren bzw. abschwächen zu können.

Zu unterscheiden sind von Ökobilanzen die sogenannten Produktlinienanalysen, die neben den ökologischen auch sozio-ökonomische Gesichtspunkte integrieren. Für eine Ökobilanzierung von Kleinwasserkraftanlagen müssen einige Festsetzungen erfolgen, da im Falle von kleinen Wasserkraftwerken in eine Betrachtung des Standortes oder des Produktes Elektrizität (ausgedrückt in Kilowattstunde Strom) unterschieden werden kann.

²⁴ Die Darstellung der Methoden und Vorgehensweisen stützt sich im wesentlichen auf: International Organisation for Standardisation (ISO) 1996: Draft international Standard ISO/ DIS 14040; Ankele, Steinfeld (1996): Ökobilanz für typische YTONG-Produktanwendungen.

12.2 Methodik und Vorgehensweise

Eine Ökobilanz wird in vier Teilabschnitte untergliedert:

1. **Zieldefinition (goal and scope definition):** Definition des Erkenntnisinteresses, des geographischen, zeitlichen und sachlichen Erfassungsbereiches sowie der funktionalen Einheit,
2. **Sachbilanz (Life cycle inventory analysis),**
3. **Wirkungsabschätzung (Life cycle impact assessment),**
4. **Bewertung (Life cycle interpretation).**

zu 1) Zieldefinition

Aus der Ökobilanz sollte der Adressat und die Absicht der Erstellung der Ökobilanz hervorgehen. So könnte etwa die Ökobilanz dem Vergleich des Ausmaßes der ökologischen Auswirkungen von zwei verschiedenen, jedoch substituierbaren Produkten, Dienstleistungen oder Betrieben dienen, die beide einer Ökobilanzierung zu unterziehen wären (z.B. Milch in Schläuchen oder Milch in Mehrwegflaschen, Elektrizität aus einem Kohlekraftwerk und Elektrizität aus einer kleinen Wasserkraftanlage oder ein Kohlekraftwerk als funktionale Einheit im Vergleich zu einem kleinen Wasserkraftwerk als funktionale Einheit).

Die Festsetzung der funktionalen Einheit dient dem Zweck, eine Referenzgröße bereitzustellen, auf die sich Inputs und Outputs beziehen. Es besteht also die Möglichkeit, als funktionale Einheit innerhalb einer Produkt- (Dienstleistungs-) Ökobilanz eine Einheit eines Produkts oder einer Dienstleistung zu definieren (etwa eine Strumpfhose oder aber eine Kilowattstunde Strom). Oder aber die Inputs und Outputs sollen innerhalb einer Betriebsökobilanz auf eine Betriebseinheit bezogen werden. Die zu erfassenden Input- und Output-Ströme werden dann in Einheiten pro festgesetzter funktionaler Einheit ausgedrückt (etwa pro Strumpfhose bei Produktökobilanz oder pro Kleinwasserkraftanlage bei betrieblicher Ökobilanz). Bei jeglicher Ökobilanzierung ist darauf zu achten, daß *alle* ökologischen Auswirkungen aller Lebenszyklen in die Bestandsaufnahme aufgenommen werden (cradle-to-grave).

Eng mit der Festsetzung der funktionalen Einheit ist auch der geographische Erfassungsbereich verbunden. In einer betrieblichen Ökobilanz stellen die Werkstore die Grenzen dar, in die Inputs hinein- und Outputs herauskommen.

Der zeitliche Erfassungsbereich zeigt an, aus welchem Zeitraum die Daten kommen. Hier ist auf die höchstmögliche Aktualität zu achten.

zu 2) Sachbilanz

In der Sachbilanz werden alle ökologisch relevanten Daten auf allen Lebensstufen der funktionalen Einheit, also von der Rohstoffgewinnung über die Verarbeitung/ Produktion/ Herstellung/ Gebrauch bis zur letztendlichen Entsorgung als Inputs und Outputs erhoben. Die Datenfülle ist dann zu systematisieren und möglichst in einige wenige Einheiten zusammenzu-

fassen, die dann bei einer vergleichenden Ökobilanzierung als Indikatoren dienen können. Als Sachbilanz soll dann eine Auflistung der Input- und Outputströme herauskommen.

zu 3) Wirkungsabschätzung

In der Sachbilanz werden, neben der qualitativen Auflistung der Auswirkungen auf den Lebensraum Fließgewässer, die Stoff- und Energieströme erhoben und systematisiert dargestellt. Zum Teil decken bereits die Mengenangaben Optimierungspotentiale auf. So können die Mengenangaben über den Energieverbrauch direkt in die Bewertung (Punkt 4) eingehen, ohne die Wirkungsabschätzung zu durchlaufen.

Die Wirkungsabschätzung zielt auf eine Abschätzung der Bedeutung der möglichen ökologischen Auswirkungen ab, die in der Sachbilanz zusammengestellt wurden. In ihr werden die Emissionen den Wirkungen, die sie in der Umwelt hervorrufen, zugeschrieben und innerhalb jeder Kategorie gemäß ihrem Anteil an der jeweiligen Umweltwirkung gewichtet und schließlich zu einer Zahl aggregiert. Dabei wird angestrebt, eine Standardliste an Wirkungskategorien zu erarbeiten, die in jeder Ökobilanz zu berücksichtigen sind. Als Wirkungskategorien zur Einordnung der ökologisch relevanten Auswirkungen sind folgende vorgeschlagen:

- Ressourcenverbrauch, Humantoxizität, Ökotoxizität, Treibhauseffekt, Ozonabbau, Versauerung, Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung, Lärm, Sommersmog und
- qualitative Effekte, für den Bereich der nicht-quantitativ aufführbaren Auswirkungen.

Zunächst werden Wirkungskategorien wie vorgeschlagen definiert, die den aktuellen Wissensstand bezüglich relevanter Umweltprobleme widerspiegeln sollen. Sind einige für den Untersuchungsgegenstand nicht relevant, ist dies explizit zu erwähnen und zu begründen.

Diesen Wirkungskategorien, d.h. Umweltproblemen wie Ozonabbau, Eutrophierung etc. werden Emissionen, die dazu führen, zugeordnet. Anschließend wird eine Gewichtung der in einer Kategorie zusammengefaßten Emissionen bezüglich ihres Anteils an der jeweiligen Wirkung vorgenommen. Zum Teil handelt es sich um Ergebnisse der ökologischen Ursachen-Wirkungs-Forschung, zum Teil um Modelle und Vereinfachungen. Beispielsweise führen Kohlendioxid-, Methan- und Stickstoffemissionen zum Treibhauseffekt, doch nicht im selben Maße. Methan ist 11- und Stickstoffdioxid 270-mal treibhausintensiver als Kohlendioxid (Heijungs et al 1992), das hier als Reverenzsubstanz dient. Die Methan- und Stickstoffdioxidemissionen werden mit den Faktoren 11 und 270 multipliziert, um dieser stärkeren Wirkung Rechnung zu tragen und in Kohlendioxid-Äquivalenten ausgedrückt.

zu 4) Bewertung

Die in der Sachbilanz erhobenen und in der Wirkungsbilanz den Umweltauswirkungen zugeordneten Stoff- und Energieströme sowie die möglicherweise qualitativ erfaßten Auswirkungen werden im abschließenden Schritt interpretiert und bewertet. Dabei muß zwischen unterschiedlichen Umweltwirkungen abgewogen werden, womit eindeutig subjektive Wertehaltungen zum Tragen kommen. Die Bewertung kann zu einer Hierarchisierung von Umweltwirkungen führen, je nach der umweltpolitischen Zielsetzung, die verfolgt wird. Unter anderem aufgrund dieser subjektiven Anteile ist die Methodenkonvention bezüglich der Bewertung noch am wenigsten weit fortgeschritten. Ziel der Bewertung und der Ökobilanz insgesamt ist

es, eine Entscheidungsgrundlage zu liefern, als Teil eines umfassenderen Prozesses der Entscheidungsfindung.

12.3 Spezielle Betriebsökobilanz für eine Kleinwasserkraftanlage

Zieldefinition

Für eine Betriebsökobilanz einer kleinen Wasserkraftanlage ist die einzelne Anlage als funktionale Einheit festzusetzen. Damit gelten die Werkstore als die Systemgrenzen, die Beschreibungen der Umweltauswirkungen erfolgt dann in der Einheit „pro der speziell betrachteten Wasserkraftanlage“. Die standortspezifischen lokalen und überregionalen Auswirkungen sind dann in der Zusammenstellung zu beachten. Damit wird ersichtlich, daß

- die Umweltauswirkungen in ihrer Konzentration eine genauere Betrachtung der standortspezifischen Gegebenheiten zuläßt,
- als Vergleichsmöglichkeit lediglich ein anderes kleines Wasserkraftwerk an einem anderen Standpunkt in Frage kommt und eine Betriebsökobilanz verallgemeinernde Aussage über alle Kleinwasserkraftanlagen damit kaum zuläßt. Ein Vergleich mit anderen Stromerzeugungsformen (wie z.B. Kohlekraftwerken) ist wegen der unterschiedlichen Einheit (pro Kleinwasserkraftanlage/ pro Kohlekraftwerk) ohne Umrechnung nicht möglich.

Sachbilanz

Eingesetzte Stoffe sind Bau- (Steine, Beton, Stahl, Teer usw.) und Betriebsstoffe (z.B. Schmierstoffe), deren Herstellung, Transport und Zusammenfügung zu einer kleinen Wasserkraftanlage Energie in Anspruch nimmt. Diese benötigte Energie kann wiederum mit CO₂-Ausstoß einhergehen bzw. in CO₂-Äquivalenten ausgedrückt werden. Staub-, Lärm oder sonstige Emissionen können bei der Installation einer Kleinwasserkraftanlage entstehen. Ein Problem taucht bei der Beschreibung der standortspezifischen Umweltwirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf. Wie sollen die Auswirkungen (z.B. die Unterbrechung der Durchgängigkeit des Fließgewässers) quantitativ dargestellt werden?

- Entweder es muß eine qualitative Beschreibung der Umweltauswirkungen erfolgen, wie sie oben im Punkt „Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen“ umfassend erfolgt ist. Hierbei wäre eine Art von Checkliste, die auf Kleinwasserkraftanlagen zugeschnitten ist, von Vorteil.
- Oder es könnte versucht werden, die einzelnen Auswirkungen zusammenzufassen, indem z.B. die Wirkungen der kleinen Wasserkraftanlage über die Indikatoren zur Gewässerstruktur bewertet werden, wobei die Wirkungskategorie Gewässerstruktur als einzelne Kategorie oder als Unterkategorie zu Naturraumveränderung zu sehen wäre.

Ergebnis der Sachbilanz ist letztendlich eine Matrix unterschiedlicher Daten, die sachgerecht systematisiert ist und in der die standortspezifischen und auch die lediglich qualitativ erfaßten Umweltauswirkungen berücksichtigt werden. Eine genauere Aufstellung der Energie- und Stoffströme sollte über einen standardisierten Berichtsbogen für das jeweilige Bilanzierungsobjekt erfolgen.

Eine Sachbilanz könnte folgendermaßen aussehen:

Wesentliche Input ströme	weitere Unterteilung (z.B.)	Einheiten/ Mengen
Rohstoffverbrauch	Erdaushub/ Stahl/ Beton/ Steine/ Sand/ Zement/ Teer/ sonstige Baustoffe	m ³ , t, Stück
Verbrauch an Hilfs- und Betriebsstoffen	Schmierstoffe/ onstige Hilfs- und Betriebsstoffe	m ³ , t, Stück
Energieverbrauch	Herstellung/ Transport/ Montage	
Wasserverbrauch		m ³
Naturraumbeanspruchung	Bodenversiegelung/ -verdichtung	m ²
Qualitative Aspekte	Baumrodungen sonstige Auswirkungen	Stück (Vielzahl von Angaben) Auswirkungen auf Struktur- güteindikatoren
Sonstige Aspekte		
Wesentliche Output ströme	weitere Unterteilung (z.B.)	Einheiten/ Mengen
Kuppelprodukte		
Verwertbare Abfälle und zu beseitigende Abfälle	Erdaushub etc.	m ³ etc.
Luftemissionen	Staub, sonstige Emissionen	µg pro m ³ Luft
Wasseremissionen		µg pro m ³ Wasser
Schall		Dezibel
Qualitative Aspekte		Auswirkungen auf Struktur- güteindikatoren
Sonstige Aspekte		

Quelle: nach Ankele, Steinfeld (1996: 54f)

In einer Untersuchung der Forschungsstelle für Energiewirtschaft wird (neben anderem) eine Aufstellung des kumulierten Energieaufwands und der Massenanteile für die Herstellung einer Staustufe vorgenommen. Ob die ermittelten Zahlen als repräsentativ gelten können, ist wegen der spezifischen Ausführung und der Lage im betrachteten Gebiet sicherlich nicht anzunehmen. So werden in dem betrachteten Fall ein Hauptkraftwerk und eine Kleinwasserkraftanlage gemeinsam untersucht. Von Interesse ist hier jedoch die Methode, mit der die Werte ermittelt wurden.

Kumulierter Energieaufwand zur Herstellung einer Staustufe:

Energieaufwand für: jeweilige Untergliederung nach:						
Maschinenbau	Turbine u. Getriebe	Generator	Elektro- u. Leittechnik	Not- u. Hilfs- aggregate	Rechen u. R.-reinigung	Rohre u. Armierung
Betonarbeiten						
Krafwerksanlage						
Wehr	Nebenwehr- segment	Hauptwehr- segmente	Wehrnotver- schlüsse	Betonbau Nebenwehr	Betonbau Hauptwehr	
Freileitungs- anschluß	Transfor- mator	Freileitung	Schaltan- lage			
Erdarbeiten und Transport	Erdarbeiten allgemein	Kraftstoff (Erdarbeiten)	Kraftstoff (Transport)	Arbeitsmit- telverbrauch		
Verschiedenes						
Summe						

Quelle: nach Forschungsstelle für Energiewirtschaft

Diese Zusammenstellung beinhaltet nicht die qualitativen Veränderungen des Lebensraumes Fließgewässer durch die Installation von Kleinwasserkraftanlagen, sondern lediglich den Energieaufwand.

3) Wirkungsabschätzung

Die Wirkungskategorien Ressourcenverbrauch, Humantoxizität, Ökotoxizität, Ozonabbau, Versauerung, Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung, Lärm und Sommersmog können eine Behandlung wie bei der herkömmlichen Ökobilanzierung erfahren. Die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ nimmt im Bereich von Kleinwasserkraftanlagen eine Sonderstellung ein. Gerade die Methanemissionen, die in den standortspezifischen, qualitativen Auswirkungen (siehe „Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen, Staubereich“) auftauchen, können hier mit den sonstigen anfallenden CO₂-Emissionen zusammengefasst werden. Weiterhin gilt Wasserkraft als regenerative Energiequelle und wird oft als umweltfreundlich bezeichnet, da die Energiegewinnung/ Stromerzeugung ohne CO₂-Emissionen einhergeht. Der Einbau der relativen CO₂-Entlastung durch Kleinwasserkraftanlagen in der Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ könnte auf verschiedene Arten erfolgen:

- Zusammenfügung aller CO₂-Emissionen und der Ersparnisse innerhalb der Wirkungsabschätzung, wobei die Quantifizierung der Ersparnisse beispielsweise als Unterschied zwischen den durchschnittlichen Emissionen bei der Stromerzeugung in der Region/ in Deutschland und der „Null-Emission“ bei Kleinwasserkraftanlagen erfolgen könnte. Zusätzlich wären die möglichen Methanemissionen als standortspezifische Emissionen in die Berechnungen einzubeziehen.
- Da die CO₂-Ersparnis den Vorteil von Wasserkraft darstellt, kann auch die Ökobilanzierung ohne Einbeziehung des CO₂-Effektes bei der Stromerzeugung durchgeführt werden. Erst ganz am Ende erfolgt dann eine Gegenüberstellung (und Verrechnung) der gesamten ermittelten Wirkungsbilanzierung mit dem relativen CO₂-Entlastungspotential.

Inwieweit die schon in der Sachbilanz qualitativ aufgeführten standortspezifischen Auswirkungen durch die Installation einer Kleinwasserkraftanlage den Wirkungskategorien zugeordnet und aggregiert werden können, bleibt fraglich, da schon alleine die (annähernde) Unmöglichkeit der Erfassung aller Auswirkungen eine weitere Aggregation verhindert. Als einen Ausweg böte sich hier an, die mögliche Strukturverschlechterung durch die einzelnen Auswirkungen mittels Gewässerstrukturgüteindikatoren zu messen und somit die Einflüsse auf die Wirkungskategorie „Gewässerstruktur“ zu messen. Jedoch ist festzustellen, daß es im Moment die konsensuale, standardisierte Festlegung der Strukturindikatoren erst auf dem Weg ist.

Bewertung

Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen kann letztendlich durch einen Vergleich von zwei oder mehreren standortabhängigen Betriebsökobilanzen kleiner Wasserkraftwerke durch eine Gegenüberstellung der Intensität der Veränderungen in den einzelnen Wirkungskategorien (inklusive Strukturveränderung) erfolgen.

Möglicherweise kann auch ohne ein Vergleichsobjekt eine Bewertung vorgenommen werden, indem Verbesserungspotentiale innerhalb einer Anlage aufgedeckt werden, wie sie

auch bei der UVP mit der Betrachtung von Ausgleichsmaßnahmen geschieht. Eine Bewertung der Kleinwasserkraft insgesamt durch einen Vergleich mit alternativen konventionellen Stromerzeugern bleibt jedoch bei der Betriebsökobilanz außen vor.

12.4 Produktökobilanz für Elektrizität aus einer kleinen Wasserkraftanlage

Der Unterschied zur Ökobilanz für eine kleine Wasserkraftanlage liegt im Falle der Ökobilanz für Elektrizität aus einer Kleinwasserkraftanlage in der Festsetzung der funktionalen Einheit. Mit der funktionalen Einheit kWh wird es möglich, die ökologischen Auswirkungen der betrachteten Kleinwasserkraftanlage mit denen anderer Stromerzeuger zu vergleichen (Auswirkungen pro kWh). Errechnet werden könnte diese Belastung einfach durch die Division der in der betrieblichen Ökobilanz festgestellten Auswirkungen auf alle Wirkungskategorien durch die erzeugte Strommenge (Auswirkungen auf Treibhauseffekt, Humantoxizität, Gewässerstruktur, usw. pro kWh). Der Vergleich verschiedener Energiegewinnungsformen böte eine interessante Information in Hinblick auf den Vergleich der jeweiligen Umweltbeeinträchtigung.

Problematisch in diesem Zusammenhang wäre jedoch die Einbeziehung der qualitativen Aspekte, die je nach Standort eine unterschiedliche Intensität aufweisen. Deshalb wäre die Verallgemeinerung der erkannten Auswirkungen wenig hilfreich.

Versuch der Verallgemeinerung

Die Umweltauswirkungen könnten bei einer Verallgemeinerung nicht mehr als Konzentrationsbetrachtung eingerechnet werden, die die jeweilige Umweltsituation im betrachteten Gebiet mit einbezieht, sondern lediglich als Umweltfrachten. Damit müßten die Standortspezifika ganz aufgegeben werden, womit insbesondere die Intensität der oben aufgeführten qualitativen Veränderungen (möglicherweise auch in Gewässerstrukturindikatoren ausgedrückt) lediglich gemittelt eingehen könnten.

Ausweg könnte hier eine Klasseneinteilung bieten, in der die (potentiellen) Standorte in verschiedene Gruppen zusammengefaßt werden. Eine Gruppeneinteilung wäre z.B. entsprechend der Strukturgüte des (potentiellen) Standortes möglich. Eine so verallgemeinerte Betrachtung der ökologischen Auswirkungen zur Erzeugung von Strom (gemessen in kWh) für die Standorte „naturgemäß“ bis „vollkommen naturfern“ könnte dann den Auswirkungen von alternativen konventionellen Stromerzeugungsarten gegenübergestellt werden. Die Wertung der Auswirkungen, beziehungsweise deren Gewichtung, und deren Vergleich wäre jedoch, wenn es nicht möglich ist, alle Auswirkungen auf einen Nenner zu bringen, weiterhin eine politische, subjektive Festlegung.

12.5 Abschließende Bemerkung zur Ökobilanzierung

Inwieweit die ökologisch relevanten Wirkungen einer Kleinwasserkraftanlage möglichst umfassend dargestellt werden können, hängt entscheidend von der Einbeziehung der qualitativen Auswirkungen auf den Lebensraum Fließgewässer ab.

Den Wirkungskategorien Ressourcenverbrauch, Humantoxizität, Ökotoxizität, Treibhauseffekt, Ozonabbau, Versauerung, Eutrophierung, Naturraumbeanspruchung, Lärm und Som-

mersmog können die Auswirkungen durch die Installation des Gebäudes, der Wehranlage und sonstiger betriebsbedingter Einrichtungen wie in einer herkömmlichen Produkt-, Dienstleistungs- oder Betriebs- Ökobilanz zugeordnet werden. Die Wirkungskategorie Veränderung der Gewässerstruktur kann möglicherweise die qualitativen Aspekte zusammenführen.

Eine Betriebs-Ökobilanz weist eine gewisse Nähe zur Umweltverträglichkeitsprüfung auf. In beiden Fällen ist eine ausführliche einzelfallbezogene Bestandsaufnahme der möglichen ökologischen Wirkungen zu erstellen, wobei bei einer Umweltverträglichkeitsprüfung jedoch die Wirkungskategorie Gewässerstruktur bzw. die qualitativen Effekte im Vordergrund stehen. In der UVP werden diese qualitativen Aspekte auf ihre Wirkungen auf die Schutzgüter Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft, einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen und auf Kultur- und sonstige Sachgüter hin überprüft (§2 UVP-Gesetz). Also werden hier ähnliche Wirkungskategorien betrachtet und es wurde versucht, die zu untersuchenden Wirkungskategorien möglichst einheitlich zu gestalten, auch wenn bei der UVP die Standortspezifika eine besondere Betrachtung erfahren.

Ob es mit einer Ökobilanz wirklich unternommen werden sollte, die gesamten ökologischen Auswirkungen durch den Bau von Kleinwasserkraftanlagen zusammenzustellen und auch zu bewerten, ist eine Entscheidung, die mit der Leistungs- und Aussagefähigkeit von Ökobilanzen zusammenhängt. Alleine die Einbeziehung der standortspezifischen Aspekte, der Beeinträchtigungen des Lebensraumes Fließgewässer, wird den Umfang einer Ökobilanz auf ein Mehrfaches steigern. Die Einführung der Wirkungskategorie „Gewässerstrukturgüte“ könnte hier zwar Abhilfe schaffen, jedoch besteht über deren Kriterien noch nicht abschließend Konsens.

Die eingesetzten Ressourcen, die dabei zu erwartenden Energieverbräuche und die Emissionen spielen im Vergleich zu den oben qualitativ beschriebenen Wirkungen/ Veränderungen der Gewässerstruktur („Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen“) möglicherweise eine untergeordnete Rolle im Hinblick auf die ökologischen Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen, da für die Herstellung eines konventionellen Kraftwerks ebenfalls erhebliche Mengen an Energieverbräuchen und sonstige Inputs und Outputs anfallen. Zur besseren Aussagefähigkeit einer Ökobilanzierung einer Kleinwasserkraftanlage wäre folglich der Vergleich mit einer Ökobilanzierung eines herkömmlichen Kraftwerkes vonnöten, wie dies mit einer verallgemeinerbaren Produktökobilanz zumindest klassenweise möglich sein könnte. Die möglichst repräsentativen Ökobilanzen der klassifizierten Standorte (oder deren klassenweise Zusammenfassung) könnte hier Aufschluß bieten.

13 Zusammenführung der positiven und negativen externen Effekte

In dieser Studie wurden verschiedene Ansätze und Arbeiten zur Bewertung der positiven und negativen Effekte kleiner Wasserkraftanlagen vorgestellt. Im abschließenden Kapitel soll nun eine Zusammenführung und Bewertung dieser positiven und negativen Effekte erfolgen. Dazu werden zunächst die externen Nutzen, d.h. die Vorteile aufgrund der Stromerzeugung ohne Kohlendioxid-Emissionen, mit Hilfe verschiedener Kostenansätze berechnet. Anschließend werden ihnen die negativen Auswirkungen gegenübergestellt. Ziel ist es, Aussagen darüber machen zu können, ob die negativen Auswirkungen von den positiven überkompensiert werden oder umgekehrt.

13.1 Höhe der positiven externen Effekte kleiner Wasserkraftwerke

Tabelle 25 gibt einen Überblick über die vermiedenen Kohlendioxid-Emissionen durch die Stromproduktion kleiner Wasserkraftanlagen (Nicht-EVU)²⁵ und ihre ökonomische Bewertung nach verschiedenen Bewertungsansätzen.

Tabelle 25: Vermiedene externe Kosten durch kleine Wasserkraftanlagen (Nicht-EVU) im Jahr 1994

Leistung in kW	Vermiedene CO ₂ -Emissionen in t		Vermiedene externe Kosten pro Jahr und Anlage			
	Gesamt	pro Anlage	GEMIS 3.0 (1997) 50 DM/t CO ₂	Fankhauser (1995) 115 DM/t CO ₂	INFRAS et al. (1996) 135 DM/t CO ₂	Hohmeyer, Gärtner (1992) 728 DM/t. CO ₂
< 50	120.384	41	2.000	4.715	5.535	29.848
50 – 100	82.308	145	7.250	16.675	19.575	105.560
100 – 200	105.165	314	15.700	36.110	42.390	228.592
200 – 500	157.890	663	33.150	76.245	89.505	482.664
500 - 1.000	92.112	1.265	63.250	145.475	170.775	920.920
Summe aller Anlagen	557.859		27.892.950	64.153.785	75.310.965	406.121.352

Quelle: eigene Berechnungen

Die Spannweite, die sich für die Bewertung der vermiedenen Kohlendioxid-Emissionen ergibt, soll an einem anderen Wert verdeutlicht werden: Für alle kleinen Wasserkraftanlagen, also EVU- und Nicht-EVU-Anlagen, ergeben sich bei 826.500 t insgesamt vermiedenen Kohlendioxid-Emissionen folgende Werte für die positiven externen Effekte:

Wert nach GEMIS 3.0	41.325.000 DM	(Vermeidungskosten)
Wert nach Fankhauser	95.047.500 DM	(Schadenskosten)
Wert nach INFRAS	111.577.500 DM	(Vermeidungskosten)
Wert nach Hohmeyer/Gärtner	601.692.000 DM	(Schadenskosten).

²⁵ Da die Daten differenziert nach Leistungsklassen nur für die Nicht-EVU-Anlagen vorliegen, werden die EVU-Anlagen in dieser Aufstellung nicht berücksichtigt.

Zum Vergleich: Die externen Kosten der gesamten Kohlendioxid-Emissionen der Bundesrepublik liegen nach diesen Kostensätzen in einer Spannweite von 44,8 Mrd. bis 653 Mrd. DM. Zu berücksichtigen ist, wie bereits dargestellt, daß die Kosten pro Tonne Kohlendioxid mit unterschiedlichen Ansätzen ermittelt wurden. Bei den Zahlen nach GEMIS 3.0 und INFRAS et al. (1996: 104) handelt es sich um durchschnittliche Vermeidungskosten, die entstehen würden, wenn die Gesellschaft die damit jeweils verbundenen Ziele der Klimapolitik anstreben würde. Die in GEMIS 3.0 (Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie- und Bundesangelegenheiten 1997) angenommenen Vermeidungskosten werden als Standardwert der Emissionsvermeidung für Kohlendioxid-Emissionen angegeben, ohne explizit ein Vermeidungsziel zu nennen (vgl. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten 1994: 162), während sich die von INFRAS et al. genannten Vermeidungskosten auf die Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen der Schweiz im Jahr 2025 um 50 Prozent beziehen. Die auf Fankhauser und auf Hohmeyer und Gärtner zurückgehenden Werte resultieren aus Schätzungen der Schadenskosten, die bei einer Verdoppelung der Kohlendioxid-Emissionen gegenüber vorindustriellem Niveau entstehen würden²⁶.

Für die heutige Klimaschutzpolitik sind die Vermeidungskosten die relevante Größe, da sie anzeigen, welche Vermeidungspotentiale zu den geringsten Kosten erschlossen werden können. Eine am Ziel ökonomischer Effizienz orientierte Klimapolitik sollte jeweils diejenigen Maßnahmen ergreifen, mit denen eine Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen zu den geringsten Kosten zu erreichen ist. Mit den Schadenskosten wäre die Gesellschaft, d.h. vor allem die entsprechenden späteren Generationen, konfrontiert, wenn nicht gehandelt wird und der anthropogene Treibhauseffekt zu den befürchteten Schäden in der Zukunft führt. Wenn im folgenden sowohl die Vermeidungs- als auch die Schadenskosten herangezogen werden, dann vor allem, um die in der Diskussion befindlichen Ergebnisse ökonomischer Bewertung einigermaßen abzudecken.

Am Ende des Kapitels über die betriebswirtschaftlichen Aspekte war ausgeführt worden, daß die positiven externen Effekte in Form vermiedener Kohlendioxid-Emissionen eine Begründung für die finanzielle Förderung der kleinen Wasserkraftanlagen sein können. Allerdings wäre die Anrechnung bzw. Vergütung der positiven externen Effekte in ihrer vollen Höhe an die Betreiber der Wasserkraftwerke nur dann gerechtfertigt, wenn ihnen keine negativen externen Effekte gegenüberstehen würden. Davon kann aber nach dem Stand der Literatur nicht ausgegangen werden, wie die in dieser Studie vorgenommene Auswertung zeigt: In den Kapiteln 2 und 3 dieses Gutachtens wurden Anforderungen des Gewässerschutzes und die Auswirkungen von kleinen Wasserkraftanlagen auf die Fließgewässer dargestellt und in

²⁶ Von einer Arbeitsgruppe an der Universität Osnabrück wurde eine Steuer auf Kohlendioxid-Emissionen vorgeschlagen, die nach zehn Jahren den Ausstoß von Kohlendioxid-Emissionen mit 420 DM/t Kohlendioxid-Emissionen belasten soll (vgl. Meyer et al. 1997). Nach den Berechnungen der Arbeitsgruppe könnten mit diesem Modell die Kohlendioxid-Emissionen noch bis zum Jahre 2005 um ein Viertel gesenkt werden. Würde man diese Steuer der Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen zugrunde legen, dann liegen die Sätze für die Bewertung der positiven Auswirkungen eher im Bereich der in diesem Gutachten genannten Schadenskosten, bewegen sich aber noch in dem Spektrum der von uns angenommenen Kosten.

Kapitel 10 wurden Studien vorgestellt, in denen die negativen Auswirkungen von Wasserkraftanlagen – wenn auch vornehmlich von großen Anlagen (größer ein Megawatt) – u.a. ökonomisch bewertet wurden.

Somit kann als Fazit an dieser Stelle gezogen werden, daß die hier zu bewertenden kleinen Wasserkraftanlagen nicht nur zu positiven, sondern auch zu negativen externen Effekten führen. Eine finanzielle Förderung in voller Höhe der positiven Effekte, d.h. des Vorteils aufgrund der Kohlendioxidvermeidung, wäre daher nicht gerechtfertigt. Damit stellt sich die Frage, ob diese beiden Effekte gegeneinander abgewogen werden können. Wäre dies möglich, dann ließe sich in etwa die Größenordnung dafür angeben, welche Zusammensetzung aus den beiden „Gütern“ vermiedene *Kohlendioxid-Emissionen durch kleine Wasserkraftanlagen* und *Schutz der Fließgewässer* die volkswirtschaftlich günstigste wäre.

13.2 Abwägung zwischen positiven und negativen Effekten

Die ermittelten positiven Effekte der Energieerzeugung sollen mit Hilfe verschiedener Ansätze den negativen Effekten gegenübergestellt werden. Im Vordergrund steht die Frage, ob die Wertschätzung für den Erhalt von Natur und Landschaft die positiven Effekte der kleinen Wasserkraftanlagen überkompensiert. In diesem Fall würden durch den Bau der kleinen Wasserkraftanlagen der Gesellschaft größere Kosten entstehen, da sie auf das „Gut“ potentiell natürliche Fließgewässer in zu großem Umfang verzichten muß. In diesem Abschnitt sollen zwei verschiedene Bewertungsansätze dargestellt werden, mit denen eine Annäherung an die Größenordnung der negativen externen Effekte möglich erscheint. Dabei soll die Frage im Vordergrund stehen, wie eine weitere Erschließung des noch vorhandenen Wasserkraftpotentials zu bewerten ist. Der erste Bewertungsansatz geht davon aus, den Verzicht auf die kleinen Wasserkraftwerke als Bestandteil eines Programms zur Verbesserung des Arten- und Biotopschutz zu sehen. Im zweiten Bewertungsansatz wird versucht, den Ansatz der monetären Biotopbewertung nach Schweppe-Kraft für die Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen nutzbar zu machen. Im Prinzip lassen sich beide Ansätze auch im Rahmen der Neuvergabe von Wassernutzungsrechten anwenden.

13.2.1 Erster Bewertungsansatz: Verhinderung des Aussterbens von Arten: Biotopkomplex Fließgewässer

In ihrer Studie „Kosten und Nutzen des Artenschutzes“ haben Hampicke et al. (1991; vgl. Abschnitt 9.2) auch die Kosten für ein Biotopschutzprogramm Fließgewässer ermittelt, mit dem Repräsentativgewässer geschützt und z.T. auch renaturiert werden sollen. Die Kosten für diese Gewässerschutzmaßnahmen geben die Autoren mit 123 Mio. DM pro Jahr an. Dies entspricht einem Anteil von ca. 12,5 Prozent an den geschätzten Gesamtkosten des Programms zum Arten- und Biotopschutz. Die Kosten resultieren vorwiegend aus Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte (Ausgleichszahlungen an die Landwirtschaft, Bau von Kläranlagen und Abwasserleitungen) aber auch aus Maßnahmen zur Renaturierung bestimmter Fließgewässer. Kleine Wasserkraftwerke und die damit verbundenen Kosten sind in dieser Summe nicht enthalten.

Da die Wiederherstellung der Durchgängigkeit bei diesen Gewässern mit eine der wichtigsten Anforderungen aus Sicht des Arten- und Biotopschutzes ist, ist zu fragen, ob und in welcher Höhe eine gewisse Erhöhung der Kosten des Schutzprogramms – durch den Verzicht auf die kleinen Wasserkraftwerke - von den Individuen akzeptiert würde, um dieses Ziel zu erreichen.

Grawe und Wagner (1996) gehen von einem bis 2005 erschließbaren Potential von rd. 1 TWh bei kleinen Wasserkraftanlagen aus. Zieht man nun Jorde (1997) heran, nach dem den in Baden-Württemberg noch verbliebenen freien Fließstrecken eine immense Bedeutung zukommt, da die meisten Fließgewässer schon energetisch genutzt werden, dann kann davon ausgegangen werden, daß ein Großteil des von Grawe und Wagner genannten Potentials nur an Fließgewässern erschließbar sein dürfte, die auch aus Sicht des Gewässerschutzes von erheblicher ökologischer Bedeutung sind. Vereinfacht soll im weiteren Verlauf daher angenommen werden, daß alle kleinen Wasserkraftanlagen, die diesem Potential von rd. 1 TWh zuzurechnen sind, mit dem Gewässerschutz in Konflikt stehen.

Legt man wieder die Größe von 0,57 kg vermiedene Kohlendioxid-Emissionen pro Kilowattstunde Strom zugrunde (siehe oben), dann würden sich insgesamt eingesparte Kohlendioxid-Emissionen in Höhe von 570.000 t durch die Aktivierung des genannten Potentials ergeben. Bewertet man diese wiederum mit den bereits oben angewandten Sätzen für die externen Kosten pro Tonne Kohlendioxid, ergeben sich folgende Werte.

Tabelle 26: Vermiedene externe Kosten in DM bei Ausschöpfung des Potentials von 1 TWh bei kleinen Wasserkraftanlagen bis 2005

GEMIS 3.0 (1997) 50 DM/t CO₂	Fankhauser (1995) 115 DM/t CO₂	INFRAS et al. (1996) 135 DM/t CO₂	Hohmeyer, Gärtner (1992) 728 DM/t CO₂
28.500.000	65.550.000	76.950.000	414.960.000

Quelle: eigene Berechnungen

Entsprechend den verschiedenen Kosesätzen ergibt sich wieder eine beträchtliche Spannweite: Nach den durchschnittlichen Vermeidungskosten aus GEMIS 3.0 wären 28 bis 29 Mio. DM aufzuwenden, um die Menge von 570.000 t. Kohlendioxid-Emissionen zu vermeiden. Zieht man dagegen den Ansatz von Hohmeyer und Gärtner heran, ergibt sich etwa das fünfzehnfache dieses Wertes – allerdings in Form von Schadenskosten, die im Jahr 2030 auftreten würden, wenn es bis zu diesem Zeitpunkt zu einer Verdoppelung der Kohlendioxid-Emissionen kommen würde. Geht man von den genannten Vermeidungskosten für Kohlendioxid-Emissionen aus, dann würden sie zwischen 29 und 66 Mio. DM liegen – also gut der Hälfte der schon ermittelten Kosten für den Schutz der Fließgewässer. Um diese Zahlen erhärten zu können, wäre es jedoch notwendig, die Kosten für den Verzicht auf kleine Wasserkraftwerke entsprechend der Potentiale an den zu schützenden Gewässern zu berechnen und mit in ein Programm für den Arten- und Biotopschutz einzubeziehen. Diese Kosten müßten dann erneut einer zu ermittelnden Zahlungsbereitschaft gegenübergestellt werden.

Besteht tatsächlich eine Zahlungsbereitschaft von drei Mrd. DM – wie sie ebenfalls von Hampicke et al. 1991 ermittelt wurde - für Maßnahmen zur Verbesserung des Arten- und

Biotopschutzes in der Bundesrepublik, und kommt dem Schutz bzw. dem Erhalt der Gewässerstruktur in einem Arten- und Biotopschutzprogramm eine hohe Bedeutung zu, wie sie von Experten im Bereich Gewässerschutz betont wird, dann erscheinen die Kosten des Verzichts auf den Bau (durchschnittlicher) kleiner Wasserkraftanlagen nicht als unverhältnismäßig hoch. Die Ergebnisse von Hampicke legen es nahe, daß auch die Kosten des Verzichts auf kleine Wasserkraftanlagen von der bestehenden Zahlungsbereitschaft abgedeckt würden – allerdings kann dies letztlich erst durch eine entsprechende Untersuchung behauptet werden.

13.2.2 Zweiter Bewertungsansatz: Monetäre Biotopbewertung

Ein Ansatz zur ökonomischen Bewertung von Biotopen war im der Arbeit von Schweppe-Kraft dargestellt worden (vgl. Abschnitt 9.3). Er hat ausgehend von der Eingriffsregelung des Bundesnaturschutzgesetzes mit Hilfe unterschiedlicher Verfahren Werte für die ökonomische Bewertung von Biotopen ermittelt. Darunter auch für den Biotoptyp „unregulierte, kaum belastete Fließgewässer“. Darauf aufbauend soll, mangels entsprechender Angaben über die beeinträchtigten Fließgewässerflächen durch kleine Wasserkraftwerke, errechnet werden, bis zu welchem Flächenumfang die positiven Effekte (kohlendioxidfreie Energieerzeugung) einen Eingriff in Fließgewässer, gemessen in beeinträchtigter Fläche, „aufwiegen“. Für die Berechnung wurden zunächst die positiven externen Effekte einer durchschnittlichen Anlage je Leistungsklasse mit den jeweiligen Kostensätzen multipliziert. Dieses Ergebnis wurde dann für einen Zeitraum von 60 Jahren aufsummiert und mit drei Prozent abdiskontiert. Danach wurde dieses Ergebnis durch den Kostensatz für einen Quadratmeter Eingriff dividiert. Die Ergebnisse für den Biotoptyp „unregulierte, kaum belastete Fließgewässer“ mit den verschiedenen Kostensätzen nach Schweppe-Kraft (1997) zeigt die folgende Tabelle:

Tabelle 27: Durch positive externe Effekte kompensierbare Eingriffsfläche (in qm)

Biotopbewertung	Fonds-Modell 798,- DM/qm		Investitionsmodell 448,- DM/qm		biotopspez. Entschädigungsforderung 28,- DM/qm	
	CO ₂ -Kosten					
Leistung in kW	< 50	50 – 100	< 50	50 - 100	< 50	50 - 100
Quadratmeter kompensierbare Eingriffsfläche						
GEMIS 3.0	71	252	127	450	2.038	7.208
Fankhauser	165	581	293	1.036	4.688	16.580
INFRAS	193	682	343	1.216	5.503	19.463
Hohmeyer/Gärtner	1.041	3.682	1.855	6.559	29.677	104.958

Quelle: eigene Berechnung

Würde der Bauherr einer neuen, durchschnittlichen kleinen Wasserkraftanlage nach der Eingriffsregelung des Bundesnaturschutzgesetzes mit einer Ausgleichsabgabe entsprechend der Sätze von Schweppe-Kraft belastet, dann könnte er diese Abgabe für die in der Tabelle genannten Flächen mit den positiven externen Effekten „kompensieren“. Hintergrund der Überlegung ist, daß die Gesellschaft Betreiber kleiner Wasserkraftwerke in der Höhe der

positiven externen Effekte kompensieren würde. Führt die Errichtung der Wasserkraftanlage zu einem umfangreicheren Eingriff, dann müßte der Betreiber die darüber hinausgehenden Abgaben selber tragen. Er müßte sie mit in sein betriebswirtschaftliches Kalkül einbeziehen, d.h. mit seiner Anlage erwirtschaften, wenn von einer rationalen Investitionsentscheidung ausgegangen wird. Zu berücksichtigen ist auch hier, wie oben im Zusammenhang mit der Darstellung der Arbeit von Schwebpe-Kraft betont wurde, daß die genannten Sätze pro Quadratmeter für den vollständigen Verlust des jeweiligen Biotops gelten.

Die Tabelle zeigt, daß in dem für die Wasserkraft „ungünstigsten“ Fall (hoher Wert der Biotope, geringe Vermeidungskosten für Kohlendioxid-Emissionen) mit den positiven externen Effekten kleiner Wasserkraftwerke bis 50 kW nur ein Eingriff auf einer Fläche von 71 m² kompensiert werden könnte. In dem für die Wasserkraft „günstigsten“ Fall (geringe Entschädigungsforderung für Biotope, höchste Schadenskosten für Kohlendioxid-Emissionen) ergibt sich eine kompensierbare Fläche von ca. 30.000 m². Das ist z. B. ein 50 m breiter und 600 m langer Streifen im Flußtal, eine Fläche, die von der Stauhaltung oberhalb und der Erosionsstrecke unterhalb einer Wehranlage sicher häufig zumindest beinflusst würde.

13.3 Das Beispiel der Söse

Am Beispiel der Söse, einem Fließgewässer im südlichen Harzvorland, soll nun exemplarisch näher die Wirtschaftlichkeit eines kleinen Wasserkraftwerkes betrachtet werden. Auf dieses Beispiel wird daher zurückgegriffen, weil durch die Arbeit von Stein²⁷ detaillierte Daten über die zu erwartenden Auswirkungen der Neubaus einer kleinen Wasserkraftanlage vorlagen. Zu beachten ist hierbei, daß die im Rahmen dieses Beispiels angestellten Überlegungen nicht verallgemeinert werden können – sie stellen lediglich eine Abschätzung der Tendenz dar.

An der Söse gab es 1995 sieben in Betrieb befindliche Wasserkraftanlagen, die sich überwiegend auf die drei Mühlengräben an der Söse verteilen. Diese entziehen dem Fließgewässer auf einer Gesamtlänge von 7 km einen Teil ihres Wassers. Darüber hinaus befindet sich ein weiteres Kraftwerk an der Sösetalsperre sowie an der Apenke, einem Zufluß der Söse. Ohne das Kraftwerk an der Talsperre sind in den genannten Anlagen 160 kW Leistung installiert, die eine Arbeit von rd. 650.000 kWh pro Jahr erzeugen.

Im Einzugsgebiet der Söse wurden darüber hinaus zwölf weitere Standorte für Wasserkraftwerke an ehemaligen Mühlenstandorten ausfindig gemacht. Vier davon liegen an Nebenbächen im Einzugsgebiet der Söse, die restlichen Anlagen verteilen sich auf die Mühlengräben. An der Söse direkt wird von Privatpersonen erwogen, mindestens zwei neue Wasserkraftanlagen aufzubauen. Die Abschätzung der Auswirkungen einer dieser Anlagen war Aufgabe von Stein.

Der Abfluß bei Mittelwasser liegt nach Stein bei 2,3 m³/sec. (MQ) für den zu untersuchenden Standort. Daraus ergibt sich bei einer Fallhöhe von 2,5 m und einem angenommenen Wir-

²⁷ Die Ausführungen zur Situation an der Söse sowie zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen gehen auf Stein (1995) zurück.

kungsgrad von 60 bis 80 Prozent eine mögliche Leistung von rd. 34 bis 45 kW. Daraus errechnet sich bei angenommenen 4.500 Betriebsstunden (187,5 Tage) eine Jahresarbeit von 152.000 bis 203.000 kWh. Für die weiteren Berechnungen wird von einer mittleren Leistung von 40 kW und einer Jahresarbeit von 175.000 kWh ausgegangen.

Ökologische Auswirkungen

Zwar ist die Söse innerhalb des Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystems kein ausgewiesenes Schutzgewässer, doch geht Stein davon aus, daß auch an dieses Fließgewässer gewisse Mindestanforderungen zu stellen sind. Er begründet dies u.a. mit der in den Naturschutzgesetzen aufgestellten Forderung, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu erhalten. Von Stein werden dann in Anlehnung an das Niedersächsische Fließgewässerschutzsystem folgende Umweltqualitätsziele definiert, die er als Mindestansprüche an die Söse ansieht:

- Die Wasserqualität darf nicht schlechter sein als die Gewässergüte II, maximal II bis III im Unterlauf.
- Die Durchgängigkeit ist durch sukzessiven Abbau oder entsprechenden Umbau von Querverbauungen (Wehre, Sohlabstürze etc.) wieder herzustellen.
- Alle noch vorhandenen naturnahen Gewässerabschnitte einschließlich naturnaher Auenbereiche sind zu erhalten.
- Wo möglich, soll eine Verbesserung der Biotopqualität von Fließgewässer und Aue erfolgen.
- Die ökologischen Funktionen sind bei allen Nutzungsaktivitäten in und an den Gewässern zu berücksichtigen.
- Die Charakteristik des „Fließ“gewässers ist entsprechend des naturraumspezifischen Leitbildes zu erhalten. Für die Fließgewässer des Harzvorlandes bedeutet dies, daß sie als rhitrale²⁸ Fließgewässer der Forellen- und Äschenregion zu erhalten sind.

Vor diesem Hintergrund kommt Stein zu dem Ergebnis, daß bei entsprechender Berücksichtigung der ökologischen Belange (Umgehungsgerinne, entsprechendes Mindestwasser etc.) im direkten Eingriffsbereich nur in geringem Maße zusätzliche Belastungen zu befürchten sind. Zum einen sind die zusätzlichen Baumaßnahmen aufgrund bereits vorhandener Anlagenteile (kleiner Absturz mit ca. 100 m langem Rückstau, Sohlverbau, zum Teil Uferverbau, Zufahrtsweg, Stromleitung) gering und zum anderen ist aufgrund des bereits stark gestörten Zustandes der Söse und damit einer hohen Ausgangsbelastung ihr Naturschutzwert gering.

Als gravierendste Auswirkung ist daher die – weitere – Verschiebung des rhitralen Ökosystems in Richtung eines potamalen²⁹ Ökosystems anzusehen. Sie kann zu einem erheblichen und nicht ausgleichbaren Eingriff in das Fließgewässer führen. Dies könnte z. B. dann der Fall sein, wenn eine Aneinanderreihung von Stauungen die rhitralen Bereiche vollständig verdrängt oder letztere so kurz werden, daß die Charakteristik des Fließgewässers eher den

²⁸ Rhitral: sommerkalte Bäche und Flußoberläufe mit Geröll-, Kies oder Sandsubstrat (Rieken et al. 1994: 98)

²⁹ Potamal: sommerwarme Mittel- und Unterläufe von Bächen und Flüssen, überwiegend sandige oder schlammige Substrate (Rieken et al. 1994: 99)

Stauungen denn den natürlichen Bedingungen gleicht und die damit verbundene Zerstückelung des Fließgewässers Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaften zur Folge hat. Übertragen auf die Söse heißt dies: Im Unterlauf der Söse bestehen zur Zeit drei größere Staubereiche mit einer Länge von zusammen ca. 2.000 m. Auf dieser Strecke kann eine rithrale Charakteristik der Söse nicht mehr uneingeschränkt zugesprochen werden. Durch den Aufstau des Neubaus würde sich diese Länge auf 2.700 m erhöhen. Dies entspricht einem Gesamtanteil von 23,5 Prozent am gesamten Unterlauf, die ungestauten Fließstrecken zwischen den Staubereichen sind 2.200 m, 100 bis 200 m bzw. 2.000 m lang. Damit, so Stein, ist sowohl der Grad der Zerstückelung als auch die Länge der naturraumfremden Fließstrecken innerhalb dieses Bereiches relativ hoch.

Wirtschaftlichkeit des neuen Kraftwerkes an der Söse

Unter Rückgriff auf die vom Bundesverband Erneuerbare Energien (BEE) vorgelegten Beispielrechnungen zur Wirtschaftlichkeit kleiner Wasserkraftanlagen – die Beispielrechnungen bezogen sich auf Anlagen unter 100 kW – sollen für die geplante Anlage an der Söse einige *überschlägige* Berechnungen angestellt werden.

Folgt man den hier angestellten Berechnungen, dann ist davon auszugehen, daß eine Wasserkraftanlage an der Söse nach den von Stein angegebenen Eckdaten und den hier in Anlehnung an den BEE durchgeführten Berechnungen weder betriebs- noch volkswirtschaftlich rentabel ist. Liegen schon die durchschnittlichen Produktionskosten ohne Berücksichtigung der von Stein als notwendig angesehenen ökologischen „Ausgleichsmaßnahmen“ deutlich über den Vergütungssätzen nach dem Stromeinspeisungsgesetz, so steigen die Kosten noch einmal um über 10 Pfennig pro kWh bei Berücksichtigung der Kosten für diese Ausgleichsmaßnahmen.

Geht man davon aus, daß durch diese Anlage pro Jahr rd. 100 t Kohlendioxid-Emissionen vermieden würden, dann können bei den heute durchschnittlich genannten Sätzen für die Vermeidungskosten pro Tonne Kohlendioxid positive externe Effekte in Höhe von 5.000 bis rd. 14.000 DM veranschlagt werden. Dies würde aber in beiden Fällen nicht ausreichen, um das zu erwartende Defizit zu decken. Umgekehrt würde eine Deckung des errechneten Defizits bedeuten, daß die Gesellschaft pro vermiedener Tonne Kohlendioxid viel zu hohe Kosten auf sich nimmt – sie würden zwischen 460 und 620 DM pro Tonne liegen. Dieser Satz liegt noch über dem Satz, mit dem nach dem schon erwähnten Modell einer Besteuerung von Kohlendioxid mit 420 DM/t Kohlendioxid (vgl. Meyer et al. 1997) gerechnet wurde. Somit wäre die finanzielle Förderung der Anlage an der Söse selbst bei diesen Annahmen mindestens in den nächsten zehn Jahren aus ökonomischer Sicht nicht zu rechtfertigen.

Tabelle 28: Wirtschaftlichkeit des Neubaus einer Wasserkraftanlage an der Söse mit 40 kW Leistung

Eckdaten ³⁰	Leistung: 40 kW Jahresarbeit: rd. 175.000 kWh Investitionskosten: 480.000,- DM
Abschreibung Kalkulatorische Abschreibung (linear) im ersten Jahr. Bewilligungsdauer 60 Jahre 480.000: 60 Jahre	8.000,-
Kapitalkosten 480.000 * 8 Prozent	38.400,-
Betriebs- und sonstige Kosten (4 Prozent aus den Investitionskosten) 480.000 * 4 Prozent	19.200,-
Wagnis (1,5 Prozent der Investitionskosten) 480.000 * 1,5 Prozent	7.200,-
Summe	72.800,-
Durchschnittliche Stromproduktionskosten pro kWh erzeugter elektrischer Arbeit 72.800: 175.000 kWh = 0,42 DM/kWh	
Erlös nach Stromeinspeisungsgesetz 175.000 * 15,11 Pf/kWh	26.443,-
Differenz zwischen Erlös und Kosten	- 46.357,-
Kosten für Berücksichtigung ökologischer Belange	
Umgehungsgerinne/Fischpaßanlage (als zusätzliche Investitionskosten gerechnet)	75.000,-
Erlösminderung durch Mindestwasser (1/3 MNQ)	3.800,-
Durchschnittliche Stromproduktionskosten pro kWh erzeugter elektrischer Arbeit bei zusätzlicher Berücksichtigung der Kosten für ökologische Belange entsprechend der Kalkulation im oberen Teil der Tabelle 84.175: 149.625 kWh = 0,56 DM/kWh	
Differenz zwischen Erlös und Kosten	rd. - 61.500,-
Positive externe Effekte bei rd. 100 Tonnen vermiedene Kohlendioxid-Emissionen und einem Vermeidungskostenansatz von 50 DM (GEMIS 3.0) bis 135 DM (INFRAS et al.) pro Tonne	5.000,- bis 13.500,-

Quelle: eigene Berechnungen

³⁰ Anmerkung: Im Gegensatz zu den vom BEE veranschlagten Investitionskosten pro kW gehen wir von 12.000 DM/kW aus, da einige vorhandene Anlagenteile genutzt werden können. Die Rechnung kann auch derart verstanden werden, daß eine Anlage zu Neubaukosten von 12.000 DM pro kW errichtet wird. Damit würden die Investitionskosten eher wieder im Mittelfeld der genannten Investitionskosten liegen und nicht am oberen Ende der Bandbreite, an dem die BEE-Sätze sich befinden.

Anmerkungen zu Tabelle 28:

- Die Kosten für das Umgehungsgerinne/die Fischpaßanlage stammen von Berg (1993: 188), der hier Kosten zwischen 50.000 und 100.000 DM nennt. Für die Rechnung wurde vereinfacht der mittlere Wert herangezogen.
- Die Erlösminderung wurde nach einer Angabe von Dumont (1996: 56) berechnet, nach dem ein Mindestwasser von 1/3 MQN bei einer kleinen Wasserkraftanlage mit gleichmäßigem Abfluß zu einem Ausfall in der Stromproduktion von rd. 14,5 Prozent führt. Dieser Wert wurde auch für die Anlage an der Söse unterstellt.

Darüber hinaus muß berücksichtigt werden, daß durch das Stromeinspeisungsgesetz schon eine Teilinternalisierung stattfindet: Die Erlöse je Kilowattstunde liegen für die Anbieter regenerativer Energien über denen, die sich auf einem unregulierten Markt ergeben würden. Die Differenz zwischen diesem fiktiven Marktpreis und dem staatlich fixierten Preis kann daher als eine Form der Internalisierung positiver externer Effekte zugunsten der Anlagenbetreiber angesehen werden (vgl. Knödler, Theobald 1996). Somit beinhaltet die oben angeführte Rechnung eine zweifache Berücksichtigung positiver externer Effekte aufgrund der kohlendioxidfreien Stromerzeugung.

Bewertung der Eingriffe der Söse nach der monetären Biotopbewertung

Folgt man den Beschreibungen der ökologischen Auswirkungen von Stein, dann wird als Folge des neuen Wasserkraftwerkes in der Söse ein Rückstau von rund 700 m entstehen, auf denen dem Gewässer nicht mehr der Charakter eines rhitralen Fließgewässers, wie es für den Naturraum typisch wäre, zugewiesen werden kann. Mit Hilfe dieses Wertes könnte nun die beeinträchtigte Fläche des Fließgewässers ermittelt werden. Stein gibt für die Breite der Söse 8 bis 12 Meter für die obere Breite an und 5 bis 10 m für die Sohlbreite. Geht man einmal von einer mittleren Breite der Söse von ca. 8,5 m aus, dann ergibt sich eine „Eingriffsfläche“ von 5.950 qm.

Nun stellt sich die Frage, wie der Quadratmeter beeinträchtigte Fläche zu bewerten ist. Erstens ist die Söse ein Fließgewässer, das schon deutlich vorbelastet ist. Zweitens waren die von Schweppe-Kraft genannten Daten für den Fall ermittelt worden, daß es zu einem vollständigen Verlust des Biotops kommt. Drittens wurde es von Stein als eines der Hauptprobleme angesehen, daß es zu einer Verschiebung von einem rhitralen zu einem potamalen Gewässer kommt. Eine derartige Kategorisierung findet sich aber nicht in der Aufteilung von Schweppe-Kraft wieder, d.h. es können auch nicht ohne weiteres Sätze zur monetären Bewertung aus seiner Arbeit abgeleitet werden. Schließlich ist noch zu bedenken, daß sich die von Schweppe-Kraft ermittelten Werte auf den Arten- und Biotopschutz beziehen, nicht aber auf andere ökologische Funktionen des Biotops (vgl. für eine Übersicht über diese Funktionen Tabelle 10 auf Seite 64).

Als eine erste Annäherung wird hier daher vorgeschlagen, jeweils nur mit der Hälfte des von Schweppe-Kraft für naturnahe, unregulierte Fließgewässer ermittelten Kostensatzes zu bewerten³¹. Vereinfacht kann auch die ermittelte beeinträchtigte Fläche halbiert werden, d.h.

³¹ Schweppe-Kraft hat für naturferne Fließgewässer jeweils einen Abgabesatz pro Quadratmeter errechnet (vgl. Tabelle 20), der über der Hälfte der Werte für unregulierte, kaum belastete Gewässer

von einer Fläche von rd. 3.000 qm beeinträchtigte Fläche ausgegangen werden. Vergleicht man diese Fläche mit den in Tabelle 27 genannten „kompensierbaren Eingriffsflächen“ durch positive externe Effekte für kleine Wasserkraftwerke unter 50 kW Leistung, dann zeigt sich, daß die positiven externen Effekte bei dem Fonds-Modell und dem Investitionsmodell geringer sind als die negativen Effekte des Eingriffs in das Fließgewässer. Lediglich bei der biotopspezifischen Entschädigungsforderung sind die positiven Effekte – außer nach den Vermeidungskosten nach GEMIS 3.0 – größer als die negativen Effekte.

Fazit

Die Berechnungen für die Anlage an der Söse zeigen, daß bei einer kleinen Wasserkraftanlage dieser Größenklasse (bis 100 kW) eine Wirtschaftlichkeit auf absehbare Zeit nicht gegeben sein dürfte³². Auch bei Anrechnung der positiven Effekte verbleibt noch ein Defizit. Zu berücksichtigen ist allerdings, daß es sich um eine sehr kleine Anlage handelt. Die Wirtschaftlichkeit dürfte sich mit steigender Anlagenleistung erhöhen, da u.a. die Investitionskosten je kW sinken und die positiven externen Effekte aufgrund der steigenden Jahresarbeit zunehmen. Das Beispiel der Söse kann somit vor allem als Anhaltspunkt für Anlagen bis 50 kW Leistung dienen. Für Anlagen der anderen Größenklassen (50 – 100, 100 – 200, 200 – 500, 500 – 1.000) wären entsprechende Rechnungen durchzuführen, um zu ermitteln, ob der Betrieb dieser Anlagen zu einem Defizit führt und wenn ja, in welcher Größe dieses Defizit zu erwarten ist. Dann könnte dies jeweils mit den positiven Effekten abgeglichen werden und abgeschätzt werden, ob der Betrieb dieser Anlagen aus gesamtgesellschaftlicher Sicht eine kostengünstige Alternative zur Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen ist. Dies hängt aber auch in entscheidendem Maße davon ab, welche Anforderungen aus Sicht des Gewässer- und Naturschutzes an das jeweilige Gewässer gestellt werden.

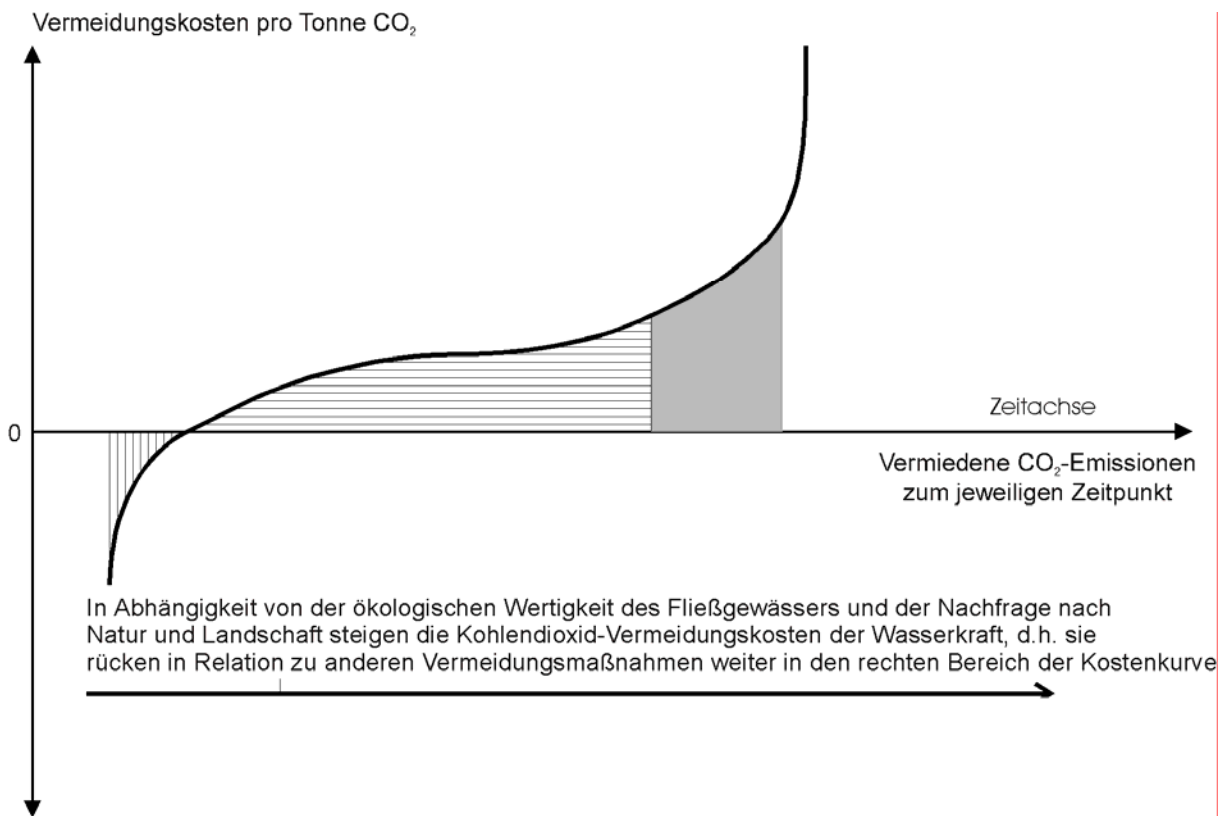
Gezeigt werden sollte, wie sich die Wirtschaftlichkeit einer kleinen Wasserkraftanlage darstellt. Dies vor allem dann, wenn die externen Effekte – so weit dies annähernd möglich ist – mit in die Berechnung einbezogen werden. Das Beispiel sollte aber noch etwas weiteres verdeutlichen: Die Abhängigkeit der Bewertung von den Anforderungen des Gewässerschutzes: Wird die Söse als ein Fließgewässer eingeordnet, an das keine ökologischen Mindestanforderungen gestellt werden, dann verbessert sich die Wirtschaftlichkeit deutlich. Auch wenn sie dann unter den heutigen Rahmenbedingungen noch nicht wirtschaftlich ist, so würde sie bei im Zeitablauf steigenden Vermeidungskosten für Kohlendioxid-Emissionen eher zu den heranzuziehenden Vermeidungsmaßnahmen gehören. Anders im Fall von „berechtigten“ ökologischen Mindestanforderungen wie Mindestwasser und Durchgängigkeit: Auf der für die

ser liegt. Eine Einstufung der Söse unterhalb der monetären Werte für die naturfernen Gewässer dürfte daher auf der „sicheren Seite“ liegen und keine überhöhten Werte für die monetäre Bewertung der Eingriffe in die Söse zur Folge haben.

³² Vgl. auch DIW/ISI (1990: 242ff.) sowie Bundesministerium für Wirtschaft (1994: 15). Beide nennen zwar etwas geringere Stromgestehungskosten pro Kilowattstunde – was vor allem auf die Berücksichtigung der Abschreibung nach Wiederanschaffungspreisen, Unternehmerwagnis etc. des BEE zurückzuführen sein dürfte -, bestätigen aber die geringe Wirtschaftlichkeit vor allem der Anlagen unter 100 kW.

Vermeidungskosten dargestellten Kostenkurve rückt diese Wasserkraftanlage dann weiter in den rechten Bereich der kostenintensiven Maßnahmen (vgl. die folgende Abbildung).

Abbildung 7: Position der kleinen Wasserkraftwerke in der Kohlendioxid-Vermeidungskostenkurve



Quelle: nach Loske (1996: 167)

Dies verweist auf Handlungsbedarf im Gewässerschutz: Um die gegebene Nachfrage nach Natur und Landschaft befriedigen zu können, sind Mindestanforderungen an die Gewässer zu definieren und Tabuzonen zu bestimmen, in denen keine kleinen Wasserkraftanlagen errichtet werden "dürfen". Darüber hinaus ist die Formulierung dieser Anforderungen und Tabuzonen wiederum Voraussetzung dafür, die Kosten des Verzichts auf die kohlendioxidfreie Stromerzeugung hinreichend genau bestimmen zu können. Notwendig ist daher auf Bundesebene die Festlegung der Schutzwürdigkeit der einzelnen Gewässer, wie sie etwa im Niedersächsischen Fließgewässerschutzsystem (vgl. Kapitel 2.6) erfolgt ist. Denn diese Festlegungen bestimmen zum einen die betriebswirtschaftliche Rentabilität (bei Auflagen wie Mindestwasser etc.) und zum anderen auch die volkswirtschaftlichen Kosten, die durch den Verzicht auf die Stromerzeugung ohne Kohlendioxid-Emissionen entstehen.

13.4 Safe Minimum Standard und Resilienz von Ökosystemen

Der Safe Minimum Standard (vgl. Kapitel 7.4.4) war als ein Instrument vorgestellt worden, mit dem eine Trennung zwischen alltäglichen, routinemäßigen Entscheidungen und Entscheidungen, deren Folgen einer besonderen Abwägung bedürfen, erreicht werden soll. Als ein häufig in der Literatur angeführtes Beispiel für Folgen, die einer besonderen Abwägung

bedürfen, wurde das Aussterben einer Tier- oder Pflanzenart aufgrund wirtschaftlicher Aktivitäten genannt. Nach Auskunft von Herrn Born (IÖW 1996b) ist in Bayern angesichts weiterer geplanter Wasserkraftanlagen mit dem Aussterben einiger Fischarten zu rechnen, nach Ansicht von Berg (Beitrag auf der NABU-Akademie „Wasserkraftanlagen und Naturschutz“ am 23.02.96) muß aufgrund aktueller Kraftwerksplanungen das baldige Aussterben des *Streber* erwartet werden, eine Art, die im Donausystem endemisch vorkommt. Ein Safe Minimum Standard wäre vor dem Hintergrund dieser Angaben also durchaus bedeutend für die Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen.

Als Voraussetzung dafür, daß der Safe Minimum Standard zur Anwendung kommt, war angeführt worden, daß der Nettonutzen des betreffenden Projektes positiv sein muß. Alle relevanten Opportunitätskosten, d.h. die mit der Anlage verbundenen Auswirkungen, müssen geringer sein als die positiven Effekte. Für die Großzahl der heutigen Neubauten dürfte unter den heutigen Randbedingungen der Nettonutzen aber negativ sein. Damit wären auch die Kosten für die Erhaltung der jeweiligen Art mit Null anzusetzen. Der Safe Minimum Standard stellt daher eine wichtige Ergänzung zur ökonomischen Bewertung dar, die im Einzelfall bedeutend sein kann - dann, wenn eine Anlage wirtschaftlich ist, eine Art dadurch aber in ihrer Existenz bedroht ist.

Zur Begründung des Safe Minimum Standard kann auch auf den Zusammenhang zwischen Resilienz und biologischer Vielfalt (vgl. Kapitel 7.4.3) zurückgegriffen werden. Als eine der wesentlichsten Schäden des anthropogenen Treibhauseffektes werden die Auswirkungen auf die Ökosysteme angesehen, da sie aufgrund der Erhöhung der durchschnittlichen Temperaturen unter einen zum Teil erheblichen Anpassungsdruck geraten. Klimamodelle lassen nach Ansicht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ erwarten, daß zahlreiche Ökosysteme nicht in der Lage sein werden, sich den für sie schnell ändernden Bedingungen anzupassen (Enquete-Kommission 1992: 115; vgl. auch Daily et al. 1991 und Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung für globale Umweltveränderungen 1993). Die Arbeitsgruppe II des IPCC beschreibt in ihrem Synthesebericht die Auswirkungen u.a. auf die Ökosysteme Wälder, Weideland, Gebirgsregionen, Ozeane und auch auf Seen, Flüsse und Feuchtgebiete. Zu letzteren heißt es:

„Aquatische Binnenökosysteme werden von Klimaänderungen durch veränderte Wassertemperaturen, Abflußregimes sowie Wasserspiegel beeinflusst. In Seen und Flüssen hätte die Erwärmung die größten biologischen Auswirkungen in den hohen Breiten, wo die biologische Produktivität zunähme, und in den niederen Breiten an den Grenzen der Lebensbereiche von in kaltem und kühlem Wasser vorkommenden Arten, wo am meisten Arten aussterben würden. Eine Erwärmung größerer und tieferer Seen der gemäßigten Zone würde deren Produktivität steigern, obschon diese Erwärmung in einigen flachen Seen und in Flüssen zu einer größeren Wahrscheinlichkeit von Sauerstoffmangel führen könnte. Zunehmende Variabilität in Zu- und Abfluß, vor allem die Häufigkeit und Dauer großer Überschwemmungen und Dürren, würde in den Flüssen eher zu einer Verschlechterung der Wasserqualität, der biologischen Produktivität und der Habitate führen. Der Wasserspiegel wird in Seen und Flüssen in trockenen Verdunstungsgebieten und in Becken mit kleinem Einzugsgebiet am ausgeprägtesten ab-

sinken. Bei veränderten Temperaturen und Niederschlägen wird sich die geographische Verteilung von Feuchtgebieten wahrscheinlich verlagern. Klimaänderungen werden auch die Freisetzung von Treibhausgasen aus Feuchtgebieten ohne Gezeiteinfluß beeinflussen; über die genauen örtlichen Auswirkungen aber besteht Unsicherheit“ (IPCC 1995b).

Ähnlich führt Bright (1997: 115) an, daß selbst in Gebieten mit reichlichem Wasservorkommen Veränderungen im hydrologischen Kreislauf als Folge des anthropogenen Treibhauseffektes ökologische Störungen nach sich ziehen können. Dies sei darauf zurückzuführen, daß aquatische Lebensgemeinschaften in Flüssen und Bächen sich oft aufgrund eines bestimmten Tempos und Rhythmus des Wasserflusses herausbilden; hydrologische Veränderungen können somit die Verteilung der Arten in einem Gewässer beeinflussen.

Trifft es nun zu, daß die Resilienz von Ökosystemen zumindest zu einem gewissen Grade von der biologischen Vielfalt abhängt, dann würde die Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme an externe Störungen, wie der anthropogene Treibhauseffekt selber eine darstellt, durch den Bau und Betrieb kleiner Wasserkraftwerke weiter beeinträchtigt. Sowohl Bau als auch Betrieb haben, wie u.a. in dieser Studie versucht wurde aufzuzeigen, an bestimmten Standorten deutlich negative Wirkungen auf die in den Fließgewässern lebenden Tier- und Pflanzengesellschaften, können zum Teil sogar das Aussterben von Arten zur Folge haben. Der Verlust an Resilienz könnte wiederum dazu führen, daß bestimmte Leistungen, die Ökosysteme für die menschlichen Gesellschaften erbringen (vgl. Tabelle 10), nicht mehr von ihnen bereit gestellt würden. Dies wiederum könnte erhebliche Kosten für die Gesellschaft nach sich ziehen.

13.5 Bedeutung zeitlicher Anpassungsspielräume für die Klimaschutzpolitik und die Reversibilität von Entscheidungen

Von großer Bedeutung für die Beurteilung kleiner Wasserkraftwerke aus der Sicht des Klimaschutzes ist die Berücksichtigung zeitlicher Anpassungspfade³³ für die Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen. Damit ist die Frage angesprochen, wann welches Vermeidungspotential mobilisiert werden sollte und mit welchen Kosten dies verbunden ist. Für die Frage, welches Potential zur Einsparung von Kohlendioxid-Emissionen zu welchem Zeitpunkt aktiviert

³³ Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) diskutiert in seinem Gutachten „Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme“ verschiedene Klimafenster, d.h. unterschiedlich umfangreiche Reduktionsziele und die damit verbundenen Auswirkungen auf Ökonomie und Gesellschaft. Nach Ansicht des Beirats gewährt das Klimasystem beträchtliche Freiheiten hinsichtlich der Wahl des Emissionsprofils, d.h. der unterschiedlichen Verteilung derselben Emissionssumme über die nächsten Jahrhunderte. Er entwickelt auf dieser Grundlage ein Minderungsszenario, nach dem die globalen Kohlendioxid-Emissionen nach einer Übergangszeit von fünf Jahren über mehr als 150 Jahre um jährlich knapp ein Prozent reduziert werden sollten (WBGU 1996: 111ff.). Dadurch würden Handlungsspielräume entstehen, die auch die Berücksichtigung sozialer und ökonomischer Belange zulassen würden. Allerdings bedeutet ein derart langfristiger Reduktionspfad immer noch, daß auch heute schon mit der Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen zu beginnen ist.

werden sollte, soll hier noch einmal auf die Kostenkurve für die Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen, die in Kapitel 8.2, Seite 77 und Kapitel 13.3, Seite 134 skizziert und beschrieben wurde, zurückgegriffen werden. Sie zeigt drei Bereiche, die eine unterschiedliche Kostenintensität der Vermeidungsmaßnahmen aufweisen. Laut dem Arbeitsbericht der IPCC-Arbeitsgruppe III (vgl. Bruce et al. 1996) besteht Konsens darüber, daß ein Potential von sogenannten no-regret Maßnahmen, d.h. von Maßnahmen, die gleichzeitig wirtschaftlich nutzbringend sind, in Höhe von bis zu 30 Prozent zur Verminderung von Kohlendioxid-Emissionen besteht. Sie stehen für den ersten Abschnitt der Vermeidungskostenkurve. Würden die Maßnahmen durchgeführt, dann käme es zu einer Verbesserung der volkswirtschaftlichen Ressourcenzuweisung, ohne daß hierfür Kosten in Kauf genommen werden müßten.

Wie das in diesem Gutachten vorgestellte Material nach unserer Einschätzung belegt, gehören die kleinen Wasserkraftwerke nicht in den Bereich dieser Maßnahmen. Durch ihre Auswirkungen auf die Gewässer führen sie zu Kosten, die nicht zu vernachlässigen sind. Somit kommt nur eine Einordnung in den zweiten oder dritten Abschnitt, d.h. als Maßnahmen mit niedrigen Vermeidungskosten oder aber sogar als kostenintensive Maßnahmen, in Frage.

Klimaschutz erfordert Wechsel des derzeitigen Pfades wirtschaftlicher Entwicklung

Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß für eine erfolgreiche Klimaschutzpolitik - und nicht nur hierfür - ein anderer Pfad wirtschaftlicher Entwicklung eingeschlagen werden muß. So fordert der Sachverständigenrat für Umweltfragen (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1994: 9) "eine grundlegende ökonomische Transformation, die Abkehr vom traditionellen wirtschaftlichen Fortschritts- und Wachstumsmodell und die Hinwendung zum Modell der Entkoppelung von wirtschaftlicher Entwicklung einerseits, Ressourcenverbrauch und Beeinträchtigung der Umweltfunktionen andererseits" (siehe auch UBA 1997). Ein Ansatzpunkt für eine derartige Transformation ist, durch die Setzung entsprechender (Preis-) Signale die tatsächlich gegebenen Knappheiten bei zentralen Ressourcen wie der Aufnahmefähigkeit der Atmosphäre für Kohlendioxid gegenüber den einzelnen wirtschaftlichen Verwendungen anzuzeigen. Damit stehen aber auch die heutigen Wirtschaftsstrukturen zur Disposition, denn die Anpassung an derartige Rahmendaten wird zu anderen Formen des Wirtschaftens führen, d.h. zu einem anderen Pfad wirtschaftlicher Entwicklung (vgl. hierzu Meyerhoff, Petschow 1996a und 1996b). Auch aus diesem Grund erscheint eine heutige Entscheidung über die Nutzung der noch erschließbaren Wasserkraftpotentiale als verfrüht. Denn infolge dieses notwendigen Wechsels auf einen anderen Pfad wirtschaftlicher Entwicklung läßt sich heute noch sehr wenig über zukünftige Technologien etc. sagen.

Im Zusammenhang mit den Studien über die Folgekosten des anthropogenen Treibhauseffektes war außerdem angeführt worden, daß die Vermeidungskosten sich aufgrund technologischer Entwicklung zum Teil recht deutlich verringert haben. Trifft dies zu, dann sind aber auch die Kosten für den Verzicht auf kleine Wasserkraftwerke geringer geworden. In diesem Zusammenhang ist die Asymmetrie der Entscheidung über den Bau einer Wasserkraftanlage maßgeblich, auf die in der Naturschutz-Ökonomie aufbauend auf die Arbeiten von Fisher und Krutilla (vgl. 1985) immer wieder aufmerksam gemacht wurde (vgl. Hampicke 1992: 125f): Die Entscheidung, eine Wasserkraftanlage *nicht zu bauen*, ist jederzeit *reversibel*. Daß heißt,

das entsprechende Potential zur Energiegewinnung kann immer noch zu einem späteren Zeitpunkt erschlossen werden. Sollte sich dies eines Tages aus Gründen des Klimaschutzes als unausweichlich erweisen, dann können immer noch entsprechende Wasserkraftanlagen gebaut werden.

Umgekehrt ist die Entscheidung, die Anlagen zum heutigen Zeitpunkt schon zu bauen, eine *nicht - zumindest nicht vollständig - reversible Entscheidung*. Die Folgen des Eingriffs in den Naturhaushalt müssen in der Regel als nicht reversibel angesehen werden. Dies kann aber dazu führen, daß zur Vermeidung weiterer Kohlendioxid-Emissionen eine zu teure Alternative - wie z. B. der Bau kleiner Wasserkraftwerke - gewählt wurde: Sollte es im Zeitablauf aufgrund weiterer technischer Entwicklungen, gesellschaftlicher Veränderungen (Lebensstile) etc. dazu kommen, daß die Menge der Kohlendioxid-Emissionen und damit auch die externen Kosten sinken, dann wäre eine frühzeitige Erschließung des bestehenden Potentials auch aus Sicht des Klimaschutzes falsch gewesen. Angesichts der zahlreichen Möglichkeiten, Kohlendioxid-Emissionen zu „negativen“ oder geringen Kosten einzusparen, und dem begrenzten Beitrag, den kleine Wasserkraftanlagen in Deutschland zur Lösung des globalen Klimaproblems leisten können, kommt dem Bau weiterer Anlagen dann keine Priorität zu, wenn er im Konflikt mit Zielen des Gewässerschutzes steht.

13.6 Fazit und Empfehlungen

Wie die Ausführungen im Verlauf dieser Arbeit gezeigt haben, ist eine ökonomische Bewertung von kleinen Wasserkraftwerken mit einigen Unsicherheiten und Problemen konfrontiert. Zwar gibt es sowohl Studien über die externen Kosten des Treibhauseffektes, über die monetäre Wertschätzung für den Erhalt von Natur und Landschaft sowie auch über die externen Effekte von Wasserkraftanlagen. Doch die Ergebnisse dieser Studien können nicht ohne weiteres für die Bewertung kleiner Wasserkraftwerke herangezogen werden. Und noch wichtiger: Die Angaben über die externen Kosten sind nur vor dem Hintergrund der jeweiligen Wertsetzungen (Diskontierung ja/nein, welchen Diskontsatz, welche umweltpolitischen Ziele verfolgt werden sollen etc.) anzuwenden. Daher erscheinen für die Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen vor allem die folgenden (umweltpolitischen) Schritte zur „Lösung“ des damit verbundenen Nutzungskonfliktes notwendig.

Schritte zur „Lösung“ des Nutzungskonfliktes

Aufgrund der Schwierigkeiten, die sich während der Arbeit an der ökonomischen Bewertung kleiner Wasserkraftanlagen aus Sicht des Klima- und Gewässerschutzes gezeigt haben, halten wir folgende Schritte für notwendig, um den Nutzungskonflikt zwischen Klima- und Gewässerschutz einer „Lösung“ zumindest näher zu bringen:

1. In Anlehnung an das niedersächsische Programm zum Fließgewässerschutz sollten diejenigen Gewässer bestimmt werden, die aus Sicht des Gewässerschutzes in einem naturnahen Zustand zu erhalten sind bzw. wieder dem potentiell natürlichen Zustand weitgehend entsprechen sollen.
2. Für diese Gewässer sollten die noch vorhandenen Potentiale ermittelt werden, an denen die Wasserkraft wirtschaftlich betrieben werden könnte. Wirtschaftlich bedeutet dabei,

daß eine Förderung in Höhe der positiven externen Effekte gewährt wird. Als Ansatz sollten Vermeidungskosten und nicht Schadenskosten herangezogen werden, da sie für eine Klimaschutzpolitik derjenige Maßstab sind, um die kostengünstigsten Maßnahmen zur Reduktion der Kohlendioxid-Emissionen auszuwählen.

3. Ist der Bau an diesen Standorten aus Sicht des Gewässerschutzes auch dann nicht akzeptabel, wenn Maßnahmen zur Verringerung der ökologischen Auswirkungen ergriffen würden (vgl. hierzu Aufzählung der ökologischen Anforderungen an kleine Wasserkraftanlagen in Kapitel 3.4, S. 32), dann sind die entgangenen positiven Effekte dem Gewässerschutz als Kosten zuzuschreiben.
4. Letztlich wären diese Kosten, d.h. der Verzicht auf die Nutzung der Wasserkraft, mit in die Kosten für ein Maßnahmenpaket zur Verbesserung des Arten- und Biotopschutzes bzw. des Gewässerschutzes aufzunehmen, um die gesamten Kosten des Paketes dann einer zu ermittelnden Zahlungsbereitschaft für die Durchführung dieses Maßnahmenpaketes gegenüberzustellen. Wie dies aussehen könnte, wurde weiter oben in Anknüpfung an die Untersuchung von Hampicke et al. (1991) angedeutet.

Eine Einbindung in ein derartiges Maßnahmenpaket erscheint von daher notwendig, da viele negative Auswirkungen kleiner Wasserkraftwerke sich kaum für die einzelne Anlage quantifizieren lassen. Zu nennen ist hier z. B. das Kriterium der Durchgängigkeit. Welche Kosten damit verbunden sind, wenn ein Gewässer nicht durchgängig ist, läßt sich zumindest nach dem heutigen Stand der Kenntnisse nicht einer einzelnen Anlage zurechnen.

Empfehlungen

Trotz der Schwierigkeiten, die mit der Bewertung der kleinen Wasserkraftwerke und ihrer positiven und negativen Auswirkungen verbunden sind, konnte doch gezeigt werden, daß die Anlagen zu Kosten infolge der Eingriffe in Natur und Landschaft führen, die auch aus Sicht der Klimaschutzpolitik nicht zu vernachlässigen sind. Vor diesem Hintergrund erscheint eine nur am Klimaschutz orientierte finanzielle Förderung des weiteren Neubaus kleiner Wasserkraftwerke sowohl durch Investitionszuschüsse als auch durch das Stromeinspeisungsgesetz nicht begründet. Zumal diese Förderungen nach unserer Kenntnis in keinem direkten Zusammenhang zu Vermeidungs- oder Schadenskosten von Kohlendioxid-Emissionen stehen. Nach dem heutigen Stand der Literatur ist daher zu folgern, daß durch die Förderung der kleinen Wasserkraftanlagen – insbesondere für Anlagen unter 100 kW Leistung – zu hohe Kosten für die Vermeidung von Kohlendioxid-Emissionen in Kauf genommen werden. Dies gilt sowohl für den Neubau von Anlagen als auch für die Verlängerung von Wasserrechten. Ist das betroffene Gewässer aus Sicht des Gewässerschutzes von besonderem Wert und lassen sich durch ökologische Mindestanforderungen wie Durchgängigkeit und Mindestwasser die Ziele des Gewässerschutzes nicht hinreichend realisieren, dann ist der Verzicht auf die Nutzung des Fließgewässers die vorzuziehende Alternative. Die Förderprogramme sind vor diesem Hintergrund entsprechend zu überprüfen und zu ändern.

Das Beispiel des Neubaus einer Anlage an der Söse (13.3, S.128) zeigt, daß selbst bei den nach dem Ökosteuermodell von Meyer et al. (1997) anzusetzenden Werten einer Ökosteuer von 420 DM pro Tonne Kohlendioxid diese Anlage noch nicht im Bereich der wirtschaftlichen

Stromerzeugung liegt. Und dies, obwohl durch die Erlöse nach dem Stromeinspeisungsgesetz schon eine Teilinternalisierung der positiven externen Effekte eingerechnet worden war. Werden an diese Anlage noch die Anforderungen des Gewässerschutzes wie Durchgängigkeit und Mindestwasser gestellt, die als weitgehender Konsens für den Gewässerschutz angesehen werden können, dann würden der Gesellschaft für die Verminderung einer Tonne Kohlendioxid noch höhere Kosten entstehen. Allerdings müssen hier zuvor entsprechende betriebswirtschaftliche Untersuchungen – differenziert nach den Leistungsklassen der kleinen Wasserkraftwerke - gemacht werden.

Schließlich sei noch einmal daran erinnert, welchen Beitrag die kleinen Wasserkraftanlagen angesichts des gesamten Emissionsvolumens von rd. 900 Mio. t zu leisten vermögen: Das gesamte Volumen (EVU und Nicht-EVU Anlagen plus Potential bis 2005) unter einem Megawatt Leistung würde bei 985.530 t vermiedene Kohlendioxid-Emissionen liegen, dies entspricht rd. 0,1 Prozent der Gesamtmenge der Kohlendioxid-Emissionen. So wichtig die Mobilisierung vielfältiger Einsparungs- und Vermeidungsmöglichkeiten auch ist – in Anlehnung an den IPCC war auf die Notwendigkeit eines umfangreichen Portefeuilles an Maßnahmen hingewiesen worden – so gehören die kleinen Wasserkraftanlagen weder zu den zur Zeit kostengünstigsten Möglichkeiten noch können sie einen entscheidenden Beitrag zur Begrenzung des anthropogenen Treibhauseffektes liefern. Zum Vergleich: Das Bruttowachstum im Wald in Deutschland bindet jedes Jahr in etwa 75 Mio. t Kohlendioxid (vgl. auch Hampicke 1996: 28) – ein Vielfaches von dem, was die kleinen Wasserkraftanlagen selbst unter Mobilisierung des Potentials bis 2005 beizutragen könnten.

Jenseits davon, daß die weitere Erschließung des Potentials kleiner Wasserkraftwerke vor dem Hintergrund der damit verbundenen Kosten zunächst keine Priorität für die Klimaschutzpolitik zukommt, ist schließlich die grundlegende Voraussetzung für den Klimaschutz, daß durch eine Veränderung der relativen Preise die Knappheit der Atmosphäre als Aufnahmemedium für Kohlendioxid-Emissionen den Verursachern angezeigt wird. Die heutige Praxis, den Bau von (kleinen) Wasserkraftanlagen zu fördern, aber den Emittenten die kostenlose Nutzung der Atmosphäre zu gestatten, führt letztlich nur dazu, daß die Kohlendioxid-Emissionen weiter ansteigen und gleichzeitig schützenswerte Gewässer verbaut werden.

14 Literatur

- Ankele, K., Steinfeld, M. (1996): Ökobilanz für typische YTONG-Produktanwendungen. Berlin: IÖW
- Azar, C., Sterner, T. (1996): Discounting and distributional considerations in the context of global warming. In: *Ecological Economics*, Vol. 19, No. 2, pp. 169 - 184
- Bandler, H. (1990): Einflüsse von Staudämmen auf die Umwelt. In: *Wasserwirtschaft* 80, 614-619
- Barbier, E. B., Burgess, J. & Folke, C. (Eds.) (1994): *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity*. London: Earthscan Publications.
- Bauer, A. (1993): *Der Treibhauseffekt: Eine ökonomische Analyse*. Tübingen: Mohr.
- Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1996): *Vorläufige Arbeitsanleitung zur Abschätzung von Mindestwasserabflüssen in wasserkraftbedingten Ausleitungsstrecken*. München
- Berg, R. (1993): Kleinkraftwerke zwischen Ökologie und Ökonomie, in: *Wertermittlungsforum* 4/93, 184-189
- Binder, W. (1993): Renaturierung und Regeneration von Fließgewässern. In: *Wasser und Naturschutz: Arbeitsgemeinschaft beruflicher und ehrenamtlicher Naturschutz*, 22-32
- BINE (1995): *Wasserkraftnutzung. Potentiale in den fünf neuen Bundesländern*. Herausgegeben vom Fachinformationszentrum Karlsruhe, Eggenstein-Leopoldshafen.
- Bishop, R. C. (1993): Economic Efficiency, Sustainability, and Biodiversity. In: *AMBIO*, 69-73.
- Blöchliger, H. (1992): *Der Preis des Bewahrens. Eine Ökonomie des Natur- und Landschaftschutzes*. Chur: Ruediger.
- Blöchliger, H., Hampicke, U., Langer, G. (1995): *Schöne Landschaften: Was sind sie uns wert, was kostet ihre Erhaltung?* In: Altner et al. (Hg.): *Jahrbuch Ökologie 1996*. München: C.H. Beck, 136 - 150
- Born, O. (1995): *Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegsanlagen am unterfränkischen Main*,
- Bräuer, W. (1994): *Soziale Kosten-Nutzen-Analyse von erneuerbaren Energie im Vergleich zur konventionellen Stromerzeugung*. Vortrag anlässlich der Jahreshauptversammlung der Arbeitsgemeinschaft Wasserkraftwerke Baden-Württemberg e.V. in Ludwigsburg
- Bright, C. (1997): *Zur Ökologie der Klimaveränderung*. In: *Worldwatch Institute: Zur Lage der Welt 1997*
- Broome, J. (1992): *Counting the cost of global warming*. Cambridge: White House Press.
- Bruce, J.B., Lee, H., Haites, E.F. (1996): *Climate Change 1995. Economic and Social Dimensions of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the IPCC*. New York
- Bryner, A. (1992): *Stellungnahme zu den Argumenten der Gegner*, in: *Natur und Mensch* 2/1992
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (1994): *Ökologische Folgen von Stauraumspülungen*. Bern.
- Bundesverband Erneuerbare Energien (BEE) (1996): *Erneuerbare Energie: 50 Fragen & 50 Antworten. Beantwortung der Fragen zur Anhörung des Ausschusses für Wirtschaft des Deutschen Bundestages zum Thema Stromeinspeisungsgesetz (StrEG)*. Hannover
- Bundesministerium für Wirtschaft (1994): *Energieeinsparung und erneuerbare Energien. Berichte aus den energiepolitischen Gesprächszirkeln beim Bundesministerium für Wirtschaft*. Bonn
- Cansier, D. (1991): *Bekämpfung des Treibhauseffektes aus ökonomischer Sicht*. Berlin: Springer.
- Cline, W. R. (1992): *Global Warming: The Economic Stakes*. Washington, DC.

- Cline, W. R. (1994): The Costs and Benefits of Greenhouse Abatement: A Guide to Policy Analysis. In: OECD & IEA (Hg.): The Economics of Climate Change, Paris.
- Common, M., Perrings, C. (1992): Towards an ecological economics of sustainability. In: Ecological Economics, No. 6, pp. 7-34
- Cropper, M.L.; Oates, W.E. (1992): Environmental Economics: A Survey. In: The Journal of Economic Literature, pp. 675-740
- Crowards, T. M. (1996a): Combining economics, ecology and philosophy: safe minimum standards of environmental protection. Tagungsband. Paris: Université de Versailles Saint Quentin en Yvelines.
- Crowards, T. M. (1996b): Addressing uncertainty in project evaluation: The costs and benefits of safe minimum standard. Global Environmental Change Working Paper 96-04. East Anglia, London: CSERGE.
- Dahl, H.-J., Hullén, M. (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen), Hannover
- Dahmann, I., Rasper, M. (1996): Auswirkungen von kleinen Wasserkraftanlagen auf Fließgewässer und ihre Auen. In: Kommunalverband Großraum Hannover (Hg.): Nutzung der Wasserkraft im Großraum Hannover II. Hannover
- Daily, G.C. et al. 1991: Greenhouse economics: Learn before you leap. In: Ecological Economics 4, pp 1 - 10
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW), Fraunhofer-Institut für Wirtschaftsforschung (ISI) (1987): Erneuerbare Energiequellen. Abschätzung des Potentials erneuerbarer Energiequellen in der Bundesrepublik Deutschland. München: Oldenbourg
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW), Fraunhofer-Institut für Wirtschaftsforschung (ISI) (1990): Wasserkraft. In: Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hg.): Energie und Klima-Studienprogramm. Band 3, Erneuerbare Energien. Bonn: Economica, pp 167 - 270
- DRL (Deutscher Rat für Landschaftspflege) (1989): Wege zu naturnahen Fließgewässern, Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landschaftspflege Heft 58. Bonn
- Dumont, U. (1996): Die neue hessische Restwasser-Richtlinie, in: Winkra-Recom (Hg.): Kongreß „renergie '96“, Fachkonferenz Wasserkraft
- DVWK (1994a): Mindestwasser. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Entwurf. Bonn
- DVWK (1994b): Fischaufstiegsanlagen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Entwurf. Bonn
- DVWK (1996a): Fluß und Landschaft. Ökologische Entwicklungskonzepte, Merkblätter zur Wasserwirtschaft 240/1996. Bonn
- DVWK (1996b): Maßnahmen an Fließgewässern - umweltverträglich planen, DVWK-Fachausschuß 1.7 „Projektplanungs- und Bewertungsverfahren“ und Arbeitskreis „Ökologische Wirkungsanalysen“: Leitfaden und Module als Grundlage für das DVWK-Merkblatt. Bonn
- DVWK (1996c): Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232/ 1996. Bonn
- DVWK (1996d) (Hg.): Gesichtspunkte zum Abfluss in Ausleitungsstrecken kleiner Wasserkraftanlagen. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., H. 114. Bonn
- Ekins, P. (1996): The secondary benefits of CO₂-abatement: How much emission reduction do they justify?. In: Ecological Economics No.16, pp. 13 - 24
- Engelhart, W. (1995): Ökologischer Unsinn, in: Politische Ökologie 43
- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hg.) (1992): Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung. Bonn: Economica Verlag

- Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hg.) (1995): Mehr Zukunft für die Erde. Nachhaltige Energiepolitik für dauerhaften Klimaschutz. Schlußbericht. Bonn: Economica Verlag
- European Commission (1996): Energy for the Future: Renewable Sources of Energy. Green paper for a Community Strategy. Brussels
- European Commission DGXII. Science, Research and Development (1995a): ExternE, Externalities of Energy. Volume 1. Summary. Brussels
- European Commission DGXII. Science, Research and Development (1995b): ExternE, Externalities of Energy. Volume 6. Wind and Hydro. Brussels
- Ewers, H. J., Rennings, K. (1996): Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. In: Siebert, H. (Hg.): Elemente einer rationalen Umweltpolitik. Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung. Tübingen: J.C.B. Mohr.
- Ewers, H. J., Schulz, W. (1982): Die monetären Nutzen gewässerverbessernder Maßnahmen, dargestellt am Beispiel des Tegler Sees in Berlin. Berlin: Erich Schmidt.
- Fankhauser, S. (1995): Valuing Climate Change. The Economics of the Greenhouse. London: Earthscan Publications.
- Fichtner Development Engineering (1995): Umweltrelevanz erneuerbarer Energien. Der kumulierte Energieaufwand und die damit verbundenen CO₂- und Luftschadstoff-Emissionen bei der Stromerzeugung aus Windkraft, Photovoltaik, Wasserkraft und Biomasse. Frankfurt/M.
- Fisher, A.C., Krutilla, J.V. (1985): Economics of Nature Preservation. In: Kneese, A.V., Sweeny, J.L. (Eds.): Handbook of Natural Resource and Energy Economics, Volume I. Amsterdam: North Holland
- Forschungsstelle für Energiewirtschaft: Ergebnisse der Untersuchungen an der ausgeführten Variante „I“ in Form von Massen- und Energieflußbildern, (aus: „Systemvergleich zwischen einem projektierten und einem ausgeführten Wasserkraftwerk an der Lechstaustufe 8a bei Kinsau unter besonderer Berücksichtigung des kumulierten Energieaufwands und der kumulierten CO₂-Emissionen)
- Förster, G. (1994): Restwasser, in: DVWK-Nachrichten in Wasser & Boden 3/ 1994
- Friedrich, R., Greßmann, A., Kewitt, W. & Mayrhofer, P. (1996): Externe Kosten der Stromerzeugung. Frankfurt/M.: Verlags- und Wirtschaftsgesellschaft der Elektrizitätswerke.
- Fritsche, U., Leuchner, J. (1992): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) (Studie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten). Darmstadt u.a.
- Geisendorf, S., Gronemann, S., Hampicke, U., Immler, H. (1996): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für ein nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung, Forschungsvorhaben für BMU/UBA. Kassel.
- Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg (13.Mai 1993), Umweltministerium, Gesamtökologische Beurteilung der Wasserkraftnutzung,
- Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (Stromeinspeisungsgesetz). In: Energiewirtschaft
- Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen - Nr. 59 vom 18. August 1995: Bekanntmachung der Neufassung des Wassergesetzes für das Land Nordrhein-Westfalen (Landeswassergesetz - LWG -) vom 25. Juni 1995.
- Giesecke, J. (1990): Perspektiven der Wasserkraftnutzung in Baden-Württemberg. In: Wasserwirtschaft (80).

- Giesecke, J., Förster (1994): Ausbau der Wasserkraft. Klimaverträgliche Energieversorgung in Baden-Württemberg. Arbeitsbericht Nr. 13 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Stuttgart
- Grawe, J., Wagner, E. (1996): Nutzung erneuerbarer Energien durch die Elektrizitätswirtschaft. In: Informationszentrale der Elektrizitätswirtschaft (Hg.): Erneuerbare Energien. Ihre Nutzung durch die Elektrizitätswirtschaft, 6 - 17.
- Gren, I.-M.; Folke, C., Turner, K., Batemen, I. (1994): Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems. In: Journal of Environmental and Resource Economics.
- Grießhammer et al. (1995): Ökologische Produktentwicklung und Produkteinführung mit Ökobilanzen und Akteurskooperation, Gutachten des Öko-Instituts Freiburg im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
- Groot, R. S. d. (1994): Environmental Functions and the Economic Value of Natural Ecosystems. In: Jansson, A., Hammer, M., Folke, C. & Costanza, R. (Hg.): Investing in Natural Capital, Washington, DC: Island Press.
- Grubb, M. et al. (1993): The costs of limiting fossil-fuel CO₂-emissionen: A survey and analysis. Annual revue Energy Environment, 397-478.
- Hampicke, U. (1991): Naturschutz-Ökonomie. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Hampicke, U. (1992): Ökologische Ökonomie. Individuum und Natur in der Neoklassik. Opladen: Westdeutscher Verlag
- Hampicke, U. (1995): Ökologische Ökonomie. In: Junkernheinrich, M., Klemmer, P. & Wagner, G. R. (Hg.). Handbuch zur Umweltökonomie. Berlin.
- Hampicke, U. (1996): Honorierung ökologischer Leistungen in der Forstwirtschaft. Kusterdingen: Metzler-Poeschel
- Hampicke, U., u.a. (1991): Kosten der Wertschätzung des Arten- und Biotopschutzes. Berlin: Erich Schmidt.
- Hanley, N. Spash. C. (1993): Cost-Benefit-Analysis and the Environment. Aldershot: Edward Elgar.
- Hanusch, H. (1987): Nutzen-Kosten-Analysen. München
- Hennicke, P., Becker, Ralf (1995): Ist Anpassen billiger als Vermeiden? Anmerkungen zur Aussagefähigkeit globaler Kosten-Nutzen-Analysen von Klimaänderungen. In: Hennicke, P. (Hg.): Klimaschutz: Die Bedeutung von Kosten-Nutzen-Analysen. Berlin: Birkhäuser. 13 - 45
- Henze, A., Kämmerer, S., Schmitz, P. M. (1996): Die monetäre Bewertung positiver und negativer externer Effekte der Landwirtschaft.. In: Linckh, G., Sprich, H. .: F., H. & Mohr, H. (Hg.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft (Expertisen), Berlin u.a.: Springer.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie- und Bundesangelegenheiten (1994): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Version 2.1. Erweiterter Endbericht. Wiesbaden
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie- und Bundesangelegenheiten (1997): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS): Ein Programm zur Analyse der Umweltaspekte von Energie-, Stoff- und Transportprozessen. Version 3.0 (im Internet verfügbar).
- Hoffmann, R. et al (1995): Fische in Baden-Württemberg, Gefährdung und Schutz,
- Hohmeyer, O. Gärtner, H. (1992): The costs of climate change. A Rough Estimate of Orders of Magnitude. Report to the Commission of the European Communities. Karlsruhe
- Holling, C. S., Schindler, D. W., Walker, B. W. & Roughgarden, J. 1995. Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. In: Perrings, C., Mäler, K. G., Folke, C., Holling, C. S. & Jansson, B. O. (Hg.): Biodiversity loss. Economic and ecological issues. Cambridge.
- * Horn, M., Giesecke, J., u.a. (1989): Wasserkraft. Studienprogramm für die Enquete-Kommission Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre. Berlin.

- Howarth, R.B., Norgaard, R.B. (1995): Intergenerational Choices under Global Environmental Change. In: Bromley, D.W. (Ed.): The Handbook of Environmental Economics. Blackwell, Cambridge.
- INFRAS/ECONCEPT/PROGNOS (1996): Die vergessenen Milliarden. Externe Kosten im Energie- und Verkehrsbereich. Bern: Paul Haupt
- Ing.-Büro Hoberg-Klute (1992): Umweltverträglichkeitsstudie zum Antrag auf Errichtung und Betrieb eines Wasserkraftwerkes an der Lippe bei Flußkilometer 42,80 in Hamm-Uentrop.- (unveröffentlicht).
- IÖW (Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung) (1995): Standardberichtsbogen für produktbezogene Ökobilanzen, UBA-Texte 24/ 95
- IÖW (Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung) (1996a): Workshop-Protokoll: Energiewirtschaftliche Bedeutung kleiner Wasserkraftwerke,
- IÖW (Institut für Ökologische Wirtschaftsforschung) (1996b): Workshop-Protokoll: Auswirkungen des Baus, der Wiederinbetriebnahme und des Betriebs von kleinen Wasserkraftwerken auf Belange des Naturschutzes und des Gewässerschutzes,
- International Organisation for Standardisation (ISO) (1996): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Draft international Standard ISO/DIS 14040
- Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) (1996): Lachs 2000, Stand der Projekte Anfang 1996,
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1995a): Summary for Policymakers: The Science of Climate Change – IPCC Working Group I. (<http://unep.ch/ipcc>)
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1995b): Summary for Policymakers: Scientific-Technical Analyses of Impacts, Adaptions and Mitigation of Climate Change - IPCC Working Group II. (<http://unep.ch/ipcc>)
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1995c): Summary for Policymakers: The Economic and Social Dimensions of Climate Change – IPCC Working Group III. (<http://unep.ch/ipcc>)
- Jährling, K.-H. (1996): Stellungnahme zur Ausleitungsstrecke der Wasserkraftanlage „Steinerne Renne“ aus Sicht der Wassergütewirtschaft. Magdeburg
- Jorde, K. (1997): Maßnahmen zur Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Wasserkraft in Baden-Württemberg. Papier erstellt für den Arbeitskreis regenerative Energien in Baden-Württemberg. persönl. Mitteilung, Institut für Wasserbau an der Universität Stuttgart
- Jungwirth, M. (1986): Lauf- und Ausleitungskraftwerke aus hydrobiologischer Sicht, in: Naturnahe Gestaltung von Stauanlagen, Landschaftswasserbau Band 7, Hg.: Inst. f. Wassergüte u. Landschaftswasserbau TU Wien
- Jungwirth, M., Muhar, S. (1991): Gutachten zu möglichen Auswirkungen von Kleinwasserkraftanlagen auf Fließgewässer-Ökosysteme, (Gutachten für den Landesfischereiverband Baden-Württemberg)
- * Kairies, E., Dahlmann, I. (1995): Fließgewässerrenaturierung in Niedersachsen – Grundlagen und Erfahrungen. In: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hg.): Fließgewässerrenaturierung in der Praxis. Expertenkolloquium. Hildesheim
- * Klepser, H. (1996): Ökologische Aspekte bei der Errichtung von Kleinwasserkraftanlagen, VDI-Berichte Nr. 1236/ 1996, S.125-132
- Knödler, H., Theobald, C. (1996): Die preisrechtliche Förderung der Energiegewinnung aus Wasserkraft. In: Wasserwirtschaft 86/12, 646 - 648
- Kosz, M. (1996): Valuing riverside wetlands: the case of the „Donau-Auen“ national park. In: Ecological Economics Vol. 16, No. 2, pp. 109 - 128

- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1996): Nationale Gewässerschutzkonzeption. Aktuelle Schwerpunkte. Beschluß der 107. LAWA-Vollversammlung.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA): UVP-Leitlinien - Arbeitsmaterialien für die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Wasserwirtschaft (im erscheinen).
- Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes, Mainz
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU B-W) (1995): Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg (Handbuch Wasser 2),
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1996): Naturraumspezifische Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft - Eine vorläufige Zusammenstellung von Referenzbach- und Leitbildbeschreibungen für die Durchführung von Gewässerstrukturgütekartierungen in Nordrhein-Westfalen, Materialien Nr. 23
- Lee, H. (1995): The Discount Rate and Climate Change Policy. In: OECD: Global Warming. Economic Dimensions and Policy Responses. Paris. pp 89 - 95
- Lee, R. (1996): Why are the Numbers Different? In: Hohmeyer, O., Ottinger, R.L., Rennings, K. (Eds.): Social Costs and Sustainability. Springer, Berlin et al., pp 13 - 28
- Loske (1996): Klimapolitik. Im Spannungsfeld von Kurzzeitinteressen und Langzeiterfordernissen. Marburg: Metropolis
- Lüttke, M. (1996): Naturschutz gegen Ökologie - Konflikte bei der Einführung erneuerbarer Energien, Konflikt bei der Zulassung der Wasserkraftnutzung, Vortrag am 23.März 1996 an der Fritz-Erler-Akademie in Freudenstadt
- Masuhr, K., Weidig, I., Tautsching, W. (1994): Die externen Kosten der Stromerzeugung aus Wasserkraft. Hrsg. vom Bundesamt für Konjunkturfragen. Bern
- Masuhr, K.P., Wolff, H., Keppler, J. (1992): Die externen Kosten der Energieversorgung. Stuttgart: Schäffer-Poeschel
- Mauch, S.; Rothengatter, W. (1995): Externe Effekte des Verkehrs. Studie des IWW und der INFRAS AG im Auftrag des Internationalen Eisenbahnverbandes (UIC). Paris.
- Mayr, C. (1996): Privilegierung von Wind- und Wasserkraftanlagen, Bach-Zerstörung für ein Alibi, in: Naturschutz und Landschaftsplanung 28, (6) S.190
- Meyer, B., Bockermann, A., Ewerhart, G., Lutz, C. (1997): Was kostet eine Reduktion der CO₂-Emissionen? Ergebnisse einer Simulationsrechnung mit dem umweltökonomischen Modell PANTA RHEI. Universität Oldenburg. Beiträge des Instituts für empirische Wirtschaftsforschung, Nr. 55
- Meyerhoff, J. (1997): Ansätze zur ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt. In: Feser, H.-D., von Hauff, M. (Hg.): Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik. Regensburg.
- Meyerhoff, J., Petschow, U. (1996a): Nachhaltige Entwicklung als langfristiger Wandlungsprozeß: Konsequenzen für die Wirtschafts- und Umweltpolitik. In: Gerken, L. (Hg.): Ordnungspolitische Grundfragen einer Politik der Nachhaltigkeit. Baden-Baden
- Meyerhoff, J., Petschow, U. (1996b): Nachhaltigkeitspolitik erfordert mehr als Ordnungspolitik. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, 27 - 30, 9.
- Meyerhoff, J., Petschow, U., Soete, B. (1995): Die Wirtschaftlichkeit des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17. Eine Untersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Kosten-Nutzen-Analyse der Bundesverkehrswegeplanung und ökologischer Folgekosten. Berlin: IÖW.
- Michaelis, P. (1996): Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik. Bericht aus dem Forschungsprogramm „Weiterentwicklung und Perspektiven der Sozialen Marktwirtschaft“. Gütersloh

- Moog, O., Jungwirth, M., Muhar, S., Schönbauer, B. (1993): Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraftnutzung durch Ausleitungskraftwerke, in: Österreichische Wasserwirtschaft, Jahrgang 45, Heft 6/7
- Muhar, S., Schmutz, S. (o.J.): Umweltfreundliche Energieerzeugung in Ausleitungskraftwerken contra Ökologie und Fischerei,
- Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analysen. München
- Müller, M. (1989): Erfahrungen mit Planungen von Kleinwasserkraftanlagen,
- Nachtnebel, H.-P. (1981): Bewertung der Kleinwasserkraftwerke, in: Österreichische Wasserwirtschaft, Jahrgang 33, Heft 11/12
- Nachtnebel, H.-P. (1986): Auswirkungen von Stauhaltungen auf das Grundwasser, in: Naturnahe Gestaltung von Stauanlagen, Landschaftswasserbau Band 7, Hg.: Inst. f. Wassergüte u. Landschaftswasserbau TU Wien
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1992): Naturschutzfachliche Anforderungen an Bau und Betrieb von kleinen Wasserkraftanlagen in Niedersachsen - unter Berücksichtigung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung.- XII 1992.
- Nohl, W. (1986): Landschaftsästhetische Einbindung von Wasserbauten, in: Naturnahe Gestaltung von Stauanlagen, Landschaftswasserbau Band 7, Hg.: Inst. f. Wassergüte u. Landschaftswasserbau TU Wien
- Nordhaus, W.D. (1991): To Slow or not to Slow: The Economics of the Greenhouse Effect. In: Economic Journal. Vol. 101, pp. 920 - 937
- Norgaard, R.B., Howarth, R.B. (1991): Sustainability and Discounting the Future. In Costanza (Ed.): Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability. New York
- Norton, B. G., Toman, M. A. (1996): Sustainability: Ecological and Economic Perspectives. Tagungsband. Paris: Université de Versailles Saint Quentin en Yvelines.
- OECD (Hg.) (1994): Project and Policy Appraisal: Integrating Economics and Environment. Paris
- OECD (Hg.) (1995): Global Warming. Economic Dimensions and Policy Responses. Paris.
- Otto, A. (1995): Aktion Blau, Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. (Hg.): Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz. Mainz
- Pearce, D. W. (1993): Economic values and the natural world. London: Earthscan Publications.
- Pearce, D.W., Turner., K. (1990): Economics of Natural Resources and the Environment. New York: Harvester Wheatsheaf.
- Pearce, F. (1996): Trouble bubbles for hydropower, in: new scientist, 4.May 1996
- Perrings, C., Mäler, K. G., Folke, C. & u.a. (Hg.) (1995a): Biodiversity Loss: Ecological and Economic Issues. Cambridge: Cambridge University Press.
- Perrings, C., Mäler, K. G., Folke, C., Holling, C. S. & Jansson, B. O. (Hg.) (1995b): Biodiversity Conservation. Problems and Policies. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Perrings, C., Turner, R. K. & Folke, C. (1995c): Ecological Economics: The Study of Interdependent Economic and Ecological Systems (Beijer Discussion Paper Series No.). Stockholm: Beijer International Institute of Ecological Economics.
- * PLANCO (1995): Berücksichtigung wissenschaftlicher Erkenntnisfortschritte im Umweltschutz für die Bundesverkehrswegeplanung (BVWP). Schlußbericht 1995. Essen
- Pommerehne, W., Römer, A. (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaften, Heft 43, S. 171-210
- Prognos AG (Hg.) (1992): Die externen Kosten der Energieversorgung. Stuttgart: Schäffer-Poeschel.
- Prugh, T. (1995): Natural Capital and Human Economic Survival. Solomons: ISEE Press

- Pruckner, G.J (1995): Der kontingente Bewertungsansatz zur Messung von Umweltgütern: Stand der Debatte und umweltpolitische Einsatzmöglichkeiten. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, 503-536
- Randall, A., Farmer, M. C. (1995): Benefits, Costs, and the Safe Minimum Standard of Conservation. In: Bromley, D. W. (Hg.): The Handbook of Environmental Economics, Oxford: Blackwell.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992): Richtlinie 92/ 43/ EWG des Rates vom 21.Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen („Habitat-Richtlinie“), in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 206/ 7-50
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1987): Umweltgutachten 1987,
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Umweltgutachten 1994,
- Reichholf-Riem, H. (1986): Ökologische Einbindung von Staudämmen in die Landschaft, in: Naturnahe Gestaltung von Stauanlagen, Landschaftswasserbau Band 7, Hg.: Inst. f. Wassergüte u. Landschaftswasserbau TU Wien
- Rennings, K., Koschel, H. (1995): Externe Kosten der Energieversorgung und ihre Bedeutung im Konzept einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. ZEW-Dokumentation 95-06. Mannheim
- Riecken, U, Ries, U., Ssymanik, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Greven
- Römer, A. (1991): Der kontingente Bewertungsansatz: eine geeignete Maßnahme zur Bewertung umweltverbessernder Maßnahmen? Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, 411 - 456
- Rouve, G. (Hg.) (1994): Umweltverträglichkeitsprüfung, Umweltverträglichkeitsuntersuchung und moderne Informationstechnologie in der Praxis.- Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen Bd. 96, Academia Verlag.
- Roweck, H. (1995): Landschaftsentwicklung über Leitbilder, in: LÖBF-Mitteilungen 4/1995
- Schmelzer, D., Bolle, F. (1997): Die preistreibende Wirkung des Stromeinspeisungsgesetzes. In: Wirtschaftsdienst V/1997, 284 - 289
- Schmidt, W.-D., Range, W. (1995): Der Einfluß von Stauanlagen auf den Lebensraum Fließgewässer und die Wirkung von Stauumlaufstrecken (Aufstiegshilfen), in: Wasserwirtschaft 85
- Schönbäck, W., Kosz, M., Madreiter, T., u.a. (1997): Kosten-Nutzen-Analyse ausgewählter Varianten eines Nationalparks Donau- Auen. Wien u.a.: Springer.
- Schweppe-Kraft (Manuskript, Veröffentlichung geplant 1997): Monetäre Bewertung von Biotopen und ihre Anwendung bei Eingriffen in Natur und Landschaft.
- Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie, 7.Auflage, München
- Sechstes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) vom 11. November 1996. In: Bundesgesetzblatt Jahrgang 1996, Teil 1, Nr. 58
- Spash, C. L. (1994): Double CO₂ and beyond: Benefits, costs and compensation. Ecological Economics, 27 - 36, 10.
- Spreng, D. (1992): Bemerkungen zu externen Effekten durch die Energiegewinnung aus Wasserkraft. Basel
- Stein, B. (1995): Die ökologisch-morphologische Bewertung von Fließgewässern als Grundlage einer Konfliktanalyse zwischen Wasserkraftnutzung und Naturschutz am Beispiel der Söse (südliches Harzvorland). Diplomarbeit angefertigt am Geographischen Institut der Georg-August-Universität zu Göttingen.
- Storm, P.-C. & Bunge, T. (1988) (Hg.): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung - ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfungsinhalte und -methoden für Behörden Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis.- 1. Band, Stand: 21. Lieferung September 1996, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

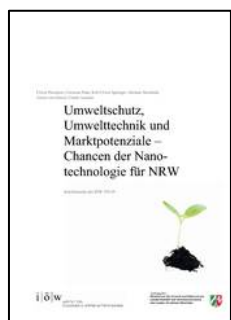
- Storm, P.-C. & Bunge, T. (1988) (Hg.): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung - ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfungsinhalte und -methoden für Behörden Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis.- 2. Band, Stand: 21. Lieferung September 1996, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Täubert, U. (1994): Die UVP bei Planungen der EVU.- in: Rouve, G. (1994) (Hg.): Umweltverträglichkeitsprüfung, Umweltverträglichkeitsuntersuchung und moderne Informationstechnologie in der Praxis.- Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, Bd. 96, Academia Verlag, Sankt Augustin.
- The Norwegian Research Council (1994): Electric Power and Environmental Impacts. Oslo
- Tol, R. S. J. (1995): The Damage Cost of Climate Change Towards More Comprehensive Calculations. *Environmental and Resource Economics*, pp. 353 - 374.
- Tol, R. S. J. (1996): The damage costs of climate change towards a dynamic representation. In: *Ecological Economics*, Vol. 19, No. 1, pp. 67 - 90
- Turner, R. K. (1993): Sustainability: Principles and Practice. In: Turner, R. K. (Hg.): *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*. London
- Umweltbundesamt (UBA 1994a): Maßnahmenvorschläge zur Vorsorge gegen zukünftige Hochwasserschäden, UBA-Texte 21/ 94. Berlin
- Umweltbundesamt (UBA 1994b): Daten zur Umwelt 1992/93. Berlin: Erich Schmidt Verlag
- Umweltbundesamt (1996): Jahresbericht 1995. Berlin
- Umweltbundesamt (1997): Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Berlin: Erich Schmidt
- Umweltministerium Baden-Württemberg (1993): Gemeinsamer Erlaß des Umweltministeriums, des Ministeriums Ländlicher Raum und des Wirtschaftsministeriums zur gesamtökologischen Beurteilung der Wasserkraftnutzung; Kriterien für die Zulassung von Wasserkraftanlagen bis 1.000 kW.- in: *Das Wassertriebwerk.- Verbandsorgan des Bundesverbandes Deutscher Wasserkraftwerke (BDW) und der Arbeitsgemeinschaft Wasserkraftwerke der Länder*, 42. Jahrgang, Heft 8/1993, S. 113-126.
- Umweltministerium Baden-Württemberg (1993): Gesamtökologische Beurteilung der Wasserkraftnutzung; Kriterien für die Zulassung von Wasserkraftanlagen bis 1000kW, in: *Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg*, Hg.: Innenministerium, Stuttgart, 14. Mai 1993
- Hessisches Umweltministerium (1996): Regelung über den in einem Fließgewässer zu belassenden Mindestabfluß bei der Entnahme und Wiedereinleitung von Wasser, St.Anz. für d. Land Hessen, 25.März 1996, S.1003-1006
- Verband der Deutschen Fischereiverwaltungsbeamten und Fischereiwissenschaftler e.V. (1995): Kleinwasserkraftanlagen und Gewässerökologie - Probleme und Lösungsansätze aus fischereilicher Sicht.- Schriftenreihe des o.g. Verbandes, Heft 9.
- Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (VDEW) (Hg.) (1995): Umweltrelevanz erneuerbarer Energien, *Energiewirtschaftliche Studien* 5
- Wagner, E. (1996): Kennt Wasserkraft Grenzen? In: *Informationszentrale der Elektrizitätswirtschaft (Hg.): Erneuerbare Energien. Ihre Nutzung durch die Elektrizitätswirtschaft*
- Wasserwirtschaftsverband Baden-Württemberg (WBW) (1994): Leitfaden für den Bau von Kleinwasserkraftanlagen, 2.Auflage, Stuttgart
- WBW (1994): Leitfaden für den Bau von Kleinwasserkraftanlagen
- Weimann, J. (1991): *Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung*. Berlin
- Weimann, J. (1996): Monetarisierungsverfahren aus der Sicht der ökonomischen Theorie. In: Linckh, G. u.a. (Hg.): *Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft*. Berlin, 415 - 440

- Wetzlar, H.-J. (1993): Fischereiliche und ökologische Anforderungen bei Genehmigung und Bau von Kleinwasserkraftanlagen, in: Wertermittlungsforum 2/1993
- Willis, K. & Garrod, G. (1995): Transferability of Benefit Estimates. In: Willis, K. G. & Corkindale, J. T. (Hg.): Environmental Valuation (New Perspectives), Oxon: Cab International.
- Wilson (1992):
- Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung für globale Umweltveränderungen (1993): Welt im Wandel: Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen. Jahresgutachten 1993. Bonn
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung für globale Umweltveränderungen (1996): Welt im Wandel. Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. Heidelberg: Springer
- Wolf, P., Boes, M., Buck, H. (1986): Auswirkungen von Flußstauhaltungen auf die Gewässerbeschaffenheit, in: Wasserwirtschaft 76 (7/8)
- Worch, B. (1996): Die Anwendung der Kosten-Nutzen-Analyse im Umweltbereich. Darmstadt
- Woodward, R. T., Bishop, R. C. (1995): Efficiency, sustainability and global warming. Ecological Economics, Vol 14., pp. 101 - 112

Publikationen des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung

Das IÖW veröffentlicht die Ergebnisse seiner Forschungstätigkeit in einer Schriftenreihe, in Diskussionspapieren sowie in Broschüren und Büchern. Des Weiteren ist das IÖW Mitherausgeber der Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“, die allvierteljährlich im oekom-Verlag erscheint, und veröffentlicht den IÖW-Newsletter, der regelmäßig per Email über Neuigkeiten aus dem Institut informiert.

Schriftenreihe/Diskussionspapiere



Seit 1985, als das IÖW mit seiner ersten Schriftenreihe „Auswege aus dem industriellen Wachstumsdilemma“ suchte, veröffentlicht das Institut im Eigenverlag seine Forschungstätigkeit in Schriftenreihen. Sie sind direkt beim IÖW zu bestellen und auch online als PDF-Dateien verfügbar. Neben den Schriftenreihen veröffentlicht das IÖW seine Forschungsergebnisse in Diskussionspapieren – 1990 wurde im ersten Papier „Die volkswirtschaftliche Theorie der Firma“ diskutiert. Auch die Diskussionspapiere können direkt über das IÖW bezogen werden. Informationen unter www.ioew.de/schriftenreihe_diskussionspapiere.

Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“



Ausgabe 2/2010

Das IÖW gibt gemeinsam mit der Vereinigung für ökologische Wirtschaftsforschung (VÖW) das Journal „Ökologisches Wirtschaften“ heraus, das in vier Ausgaben pro Jahr im oekom-Verlag erscheint. Das interdisziplinäre Magazin stellt neue Forschungsansätze in Beziehung zu praktischen Erfahrungen aus Politik und Wirtschaft. Im Spannungsfeld von Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft stellt die Zeitschrift neue Ideen für ein zukunftsfähiges, nachhaltiges Wirtschaften vor. Zusätzlich bietet „Ökologisches Wirtschaften online“ als Open Access Portal Zugang zu allen Fachartikeln seit der Gründung der Zeitschrift 1986. In diesem reichen Wissensfundus können Sie über 1.000 Artikeln durchsuchen und herunterladen. Die Ausgaben der letzten zwei Jahre stehen exklusiv für Abonnent/innen zur Verfügung. Abonnement unter: www.oekom.de.

IÖW-Newsletter

Der IÖW-Newsletter informiert rund vier Mal im Jahr über Neuigkeiten aus dem Institut. Stets über Projektergebnisse und Veröffentlichungen informiert sowie die aktuellen Termine im Blick – Abonnement des Newsletters unter www.ioew.de/service/newsletter.

Weitere Informationen erhalten Sie unter www.ioew.de oder Sie kontaktieren die

IÖW-Geschäftsstelle Berlin
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: +49 30-884 594-0
Fax: +49 30-882 54 39
Email: [vertrieb\(at\)ioew.de](mailto:vertrieb(at)ioew.de)



| i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

GESCHÄFTSTELLE BERLIN

MAIN OFFICE

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG

HEIDELBERG OFFICE

Bergstraße 7

69120 Heidelberg

Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0

Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de

www.ioew.de