

# **UFZ-Diskussionspapiere**

**Sektion  
Ökonomie, Soziologie und Recht**

**5/2000  
Ansätze zur Bewertung von  
Naturqualitäten im regionalen  
Entwicklungsprozess**

Frank Messner

Juli 2000

Dr. Frank Messner  
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle  
Permoserstr. 15  
D-04318 Leipzig  
e-mail: [messner@alok.ufz.de](mailto:messner@alok.ufz.de)  
Tel: +49 341 235-2204  
Fax: +49 341 235-2825

Der vorliegend abgedruckte Aufsatz wurde später als Beitrag in folgendem Buch abgedruckt:  
Elsner, W.; Biesecker, A.; Grenzdörffer, K. (Hrg.): Ökonomische Bewertungen in gesellschaftlichen  
Prozessen: Markt – Macht – Diskurs, Centaurus Verlag, Herbolzheim, S. 189-216.

# **Ansätze zur Bewertung von Naturqualitäten im regionalen Entwicklungsprozeß**

Frank Messner

## **1. Einleitung**

Die Bewertung der Natur durch den Menschen ist eine inhärent subjektive Angelegenheit. Wenngleich die Notwendigkeit des Schutzes der Natur als Lebensgrundlage des Menschen mittlerweile allgemein anerkannt ist, so müssen Menschen besonders in expandierenden Ökonomien stets aufs Neue Entscheidungen über den Umgang mit Natur treffen. So ist z. B. zu klären, wie viele Naturflächen mit welcher Gesamtgröße unter Schutz gestellt werden sollen, nach welchen Kriterien diese Flächen auszuwählen sind, ob eine naturnahe Landschaft wertvoller ist als ein möglicherweise profitables ökonomisches Projekt an gleicher Stelle und wie die Natur in der Kulturlandschaft des Menschen aussehen soll.

Ein wichtiger Aspekt, der bei der subjektiven Bewertung von Natur Bedeutung besitzt, ist das Ausmaß der Naturverknappung bzw. die subjektive Wahrnehmung derselben. Ähnlich wie bei menschengemachten Produkten, deren Marktwert mit ihrer Verknappung steigt, ist auch die Naturwertschätzung davon abhängig, wie knapp die intakte Natur in einer Region ist oder wie die Menschen diese Knappheit einschätzen. Diesem Gedanken folgend ist es keinesfalls verwunderlich, dass Menschen in räumlich begrenzten Ländern mit einer stark expandierten Wirtschaft und stark geschädigten Naturräumen Natur anders bewerten als Menschen in Entwicklungsländern, wo noch riesige unberührte Naturflächen vorhanden sind. In ähnlicher Weise können Wahrnehmungs- und Bewertungsdifferenzen zwischen städtischen und ländlichen Räumen innerhalb eines Landes existieren.

Angesichts der Subjektivität von Naturbewertungen stellt sich insbesondere in demokratischen Ländern die Frage, wie ein angemessenes Bewertungs- und Entscheidungsverfahren aussehen soll. Aus der Sicht des Autors sind in diesem Zusammenhang zwei Aspekte von grundlegender Bedeutung. Zum einen ist es wesentlich, dass Entscheidungen transparent und nachvollziehbar sind. Zum anderen ist es essentiell, dass die betroffene Öffentlichkeit in den Entscheidungsprozess einbezogen wird. Nur wenn ein Mindestmaß bezüglich dieser grundlegenden demokratischen Prinzipien erfüllt ist, kann mit einer öffentlichen Akzeptanz von Entscheidungen gerechnet werden.

In den nachfolgenden Ausführungen werden drei Verfahren zur Bewertung von regionalen Naturqualitäten vorgestellt, die nicht zuletzt daran zu messen sind, wie sie mit der Subjektivität von Bewertungen umgehen und wie sie Öffentlichkeit einbeziehen. Zu Beginn wird der qualitative Abwägungsprozeß der deutschen Fachbehörden am Beispiel der Entscheidung über regionale Rohstoffabbauvorhaben in Sachsen dargestellt. Daran anschließend wird geschildert, wie die Nutzen-Kosten-Analyse in den USA und in begrenztem Umfang auch in Europa benutzt wird, um Großprojekte zu beurteilen und Umweltschäden zu bewerten. Schließlich wird ein partizipationsorientiertes Bewertungsverfahren vorgestellt, mit dem Nutzungskonflikte zwischen Naturschutz und wirtschaftlicher Entwicklung mittels multikriterieller Methoden bewertet werden können. Abschließend werden die Stärken und Schwächen der Ansätze im Vergleich diskutiert und ein Resümee gezogen.

## **2. Naturbewertung als qualitativer Abwägungsprozeß in deutschen Fachbehörden am Beispiel des oberflächennahen Abbaus von Kies- und Sandlagerstätten**

Mit jeder Entscheidung über die Genehmigung oder Nichtgenehmigung von wirtschaftlichen Vorhaben wird vor Ort durch die Behörden im Rahmen von Zulassungsverfahren ein Abwägungsprozess vollzogen, ob die Umweltwirkungen eines Vorhabens akzeptabel sind oder nicht. Diese Art der Naturbewertung wird in diesem Abschnitt am Beispiel des Genehmigungsverfahrens für Kies- und Sandabbau vorgestellt.

Der oberflächennahe Abbau von Kies und Sand ist mit Eingriffen, Veränderungen und Umgestaltungen der Natur verbunden. Da Kies und Sand für die heutige Form des Wirtschaftens die wichtigsten Massenrohstoffe mit einem Jahresverbrauch von 8,5 Mrd. Tonnen in der westlichen Welt sind<sup>1</sup>, ergibt sich weniger die Frage, ob die Umweltwirkungen des Kiesabbaus akzeptabel sind, sondern eher, welche Kiesabbaulagerstätten wo und wann genehmigt werden sollen und welche nicht.

Üblicherweise sind mit dem Kies- und Sandabbau diverse Nutzungskonflikte verbunden. Einer der häufigsten Konflikte ist derjenige zwischen Grundwasserschutz und Kiesabbau. Dieser Konflikt ist nicht zufällig, sondern stellt ein ganz grundsätzliches Problem dar. Üblicherweise sind abbauwürdige Kiesvorkommen häufig in den Auen und Niederterrassen größerer Fließgewässer zu finden. Sie sind dadurch charakterisiert, dass sie hohe Durchlässigkeiten und große Mächtigkeiten aufweisen, daher gute Grundwasserleiter sind und grundlegende geologische und hydrologische Bedingungen für Trinkwassergewinnungsgebiete erfüllen. Die

---

<sup>1</sup> An zweiter Stelle der Massenrohstoffe folgt mit großem Abstand die Steinkohle, die mit 3,4 Mrd. Jahrestonnen nicht einmal einen halb so großen Verbrauch aufweist wie Kies und Sand. Vgl. BGR 1995: S. 7.

Abgrabung von Kies aus dem Grundwasserbereich führt dazu, dass eine Grundwasserneubildung auf der betroffenen Fläche wegen erhöhter Wasserverdunstung nicht mehr stattfindet. Bei größeren Abgrabungsstätten kann dieser Prozess mit einem Absinken des Grundwasserspiegels einhergehen, wodurch in Folge Brunnen oder nahegelegene Biotope austrocknen können. Außerdem besteht das Risiko, dass das durch Kiesabbau freigelegte Grundwasser vermehrt über Luftemissionen in seiner Qualität beeinträchtigt wird. Kiesvorkommen können also aus ökonomischer Sicht als Rohstofflagerstätten oder als Trinkwassergewinnungsgebiete genutzt werden. Da eine gleichzeitige Erfüllung beider Funktionen nicht möglich ist, besteht eine eindeutige Nutzungskonkurrenz um die Art der Kiesverwendung. In den engeren Schutzzonen eines Wasserwerkes (Zonen 1 und 2) ist Kiesabbau nach dem Wasserhaushaltsgesetz daher generell nicht zulässig (Lindner 1994 und Thon 1994).

Ein weiterer Nutzungskonflikt besteht zwischen Kiesabbau und Naturschutz, da potenzielle Lagerstätten in oder in der Nähe von Naturschutzgebieten gelegen sein können. Angesichts des tiefen Eingriffs in ökologische Systeme führt ein Kiesabbau selbst nach einer vollzogenen erfolgreichen Renaturierung zu vollständig veränderten Umweltbedingungen, die eine Rückführung in den Vorzustand unmöglich machen. Während aber z. B. eine Auenlandschaft durch eine Renaturierung weder gleichwertig noch dauerhaft wiederhergestellt werden kann (Gerken 1998), besteht die Chance, ausgekieste Flächen, die vor dem Kiesabbau andere Formen der Landnutzung aufwiesen, nach einer Renaturierung dem Naturschutz zuzuführen und auf diese Weise neue Rückzugsflächen für bedrohte Arten zu schaffen. So kann z. B. eine zuvor intensiv landwirtschaftlich genutzte Fläche außerhalb von Flußauen aus Naturschutzsicht durchaus durch nachfolgende Renaturierung und Unterschutzstellung aufgewertet werden (Stenmanns 1994; Ueberbach 1994).

Sofern Kieslagerstätten unter landwirtschaftlichen Flächen gelegen sind, besteht auch hier ein Konfliktpotenzial. Da gute Kiesreserven oft in Auen vorzufinden sind, die gleichzeitig sehr hochwertige und ertragreiche Ackerflächen aufweisen, befindet sich der Kiesabbau in vielen Fällen in ökonomischer Konkurrenz mit landwirtschaftlichen Hochleistungsböden, die von den Bauern nicht sehr gerne aufgegeben werden. In dieser Konkurrenz gibt es keinen Kompromiss als Mittelweg, da durch Kiesabgrabung der gewachsene Auenboden zerstört wird und eine Seefläche entsteht, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden kann.<sup>2</sup>

Schließlich ist noch auf den Konflikt zwischen Kiesabbau und der heimischen Bevölkerung hinzuweisen, der auf zunehmende Luftverschmutzung, Verlärmung und Veränderung

---

<sup>2</sup> Bisweilen werden Teilflächen von Kiesseen mit Abraummateriale aufgefüllt und den Landwirten zur Wiedernutzung zurückgegeben. Es handelt sich dabei allerdings um Böden mit schlechter Qualität, die hinsichtlich des Ertrags in keinem Verhältnis zu den ursprünglichen Ackerflächen stehen.

des gewohnten Landschaftsbildes zurückzuführen ist. Sofern die Kiesaufbereitungsanlagen nahe an Siedlungen gelegen sind, können hohe Lärmbelastigungen durch den Abbaubetrieb auftreten. Da weiterhin etwa 80% des geförderten Kies per LKW abtransportiert werden, kommt es auch zu Lärm- und Emissionsbelastigungen bei den Anwohnern der Transportstrecken. Schließlich kann eine Kiesabbaustätte einen bedeutsamen Eingriff in das Landschaftsbild darstellen und bei der Bevölkerung zum Verlust der vertrauten Heimatumgebung führen.

Angesichts der vielfältigen Konflikte um den Kiesabbau ist zu konstatieren, dass eins der größten Probleme der Kies- und Sandindustrie nicht die Verknappung der verfügbaren geologischen Kieslagerstätten ist, sondern eher die Verknappung nutzungskonfliktarmer Flächen, unter denen sich Kiesreserven befinden. Kiesvorräte sind derzeit noch so reichlich verfügbar, dass Kies nicht als ein (international) handelbares Gut gilt, sondern aufgrund seines geringen Preises und seiner hohen Sensitivität hinsichtlich der Transportkosten<sup>3</sup> zumeist regional gehandelt wird. In der Flächenkonkurrenz zu anderen Nutzungen, die einen Kiesabbau ausschließen, werden potenzielle Kiesabbauf Flächen jedoch langsam knapper (vgl. Dingethal et al. 1998, S. 21).

Die Entscheidung darüber, welche konkreten Kiesflächen vor Ort für den Abbau zugelassen werden und wie entsprechend mit den oben beschriebenen Nutzungskonflikten und Umwelteinwirkungen verfahren wird, liegt in den meisten Fällen bei den regionalen Regierungspräsidien der Regierungsbezirke der Bundesländer. In den neuen Bundesländern wurden Kies- und Sandlagerstätten bis 1996 noch nach dem Bergrecht behandelt, so dass dort noch heute alle bis 1996 beantragten Abbaustätten von den Bergämtern entschieden werden. In Genehmigungsverfahren, die einen standardisierten Ablauf aufweisen, werden die Kiesabbauanträge bearbeitet und beschieden. In der nachfolgenden Abbildung 1 wird ein Schema für den Ablauf von Genehmigungsverfahren für das Bundesland Sachsen gezeigt.

Das Zulassungsverfahren beginnt mit einem Antrag des Kiesunternehmens auf Erkundungserlaubnis (Punkt 1). Diese Erlaubnis ist Voraussetzung dafür, dass das Unternehmen die potenzielle Lagerstättenfläche aufsuchen und die Qualität der Kiesvorräte mittels Bohrungen und geologischen Untersuchungen prüfen kann. Daran anschließend kann die Erteilung einer Abbaubewilligung gestellt werden, die einen Rechtstitel auf den Abbau der Stätte, aber noch nicht die Genehmigung des tatsächlichen Kiesabbaus darstellt (Punkt 2). Voraussetzung für diese beiden Anträge, über die vom Oberbergamt entschieden wird, ist, dass der Erkundung bzw. dem Abbau der Lagerstätten im gesamten beantragten Gebiet keine überwiegenden öf-

---

<sup>3</sup> Je nach Region und Priesniveau kann sich der Preis von Kies (ab Werk) durch einen LKW-Transport von 30-50 km verdoppeln. Vgl. Mercado 1995, S. 120-123, 264.

fentlichen Interessen entgegenstehen. Beteiligt werden an diesen ersten Verfahrensschritten neben dem Oberbergamt noch alle Behörden, die öffentliche Interessen wahrnehmen (DAKS e.V. 1997, S. 10).

Nach diesen ersten formalen Schritten ist vom Kiesunternehmen ein Rahmenbetriebsplan für das Vorhaben zu erstellen, wenn die geplante Abbaufäche größer als 10 ha ist (Punkt 3).<sup>4</sup> Sofern die Größe der beantragten Kiesabbaufäche, die zu erwartenden Umweltauswirkungen und die überörtliche Bedeutung des Vorhabens für die Region aus Sicht der Landesentwicklungsplanung gewichtig sind, ist ein Raumordnungsverfahren (ROV) durchzuführen. Nach § 1 Abs. b der Verordnung über die Umweltverträglichkeitsprüfung bergbaulicher Vorhaben (UVP-V Bergbau) ist eine UVP als unselbständiger Teil des ROV verpflichtend, wenn eine Tagebau-Betriebsgröße von mehr als 10 ha angestrebt wird.

**Abbildung 1: Ablaufschema für das Genehmigungsverfahren von oberflächennahen Rohstoffen in Sachsen (für Betriebsflächen > 10 ha)**

1. Erkundungserlaubnis (Oberbergamt)
2. Abbaubewilligung (Oberbergamt)
3. Erstellung Rahmenbetriebsplan (> 10 ha)
4. Raumordnungsverfahren inkl. UVP (Regierungspräsidium)
5. Planfeststellungsverfahren inkl. UVP (Regierungspräsidium bzw. Oberbergamt nach altem Recht)
6. Entscheidung über Betriebsplanzulassung

Im ROV wird das beantragte Vorhaben aus einer übergeordneten, raumordnerischen Sicht der Landesplanung durch verschiedenste Fachbehörden gemäß seiner Raumverträglichkeit beurteilt (Punkt 4). Maßgebend sind dabei die Ziele des Landesentwicklungsplanes. Diese Ziele, die z. B. eine Sicherung der Rohstoffversorgung, eine geordnete Siedlungs- und Verkehrsentwicklung und auch Umweltziele wie z. B. den Schutz des Grundwassers und der Bö-

---

<sup>4</sup> Die meisten modernen Kiesabbaustätten haben Flächengrößen zwischen 100 und 200 ha und für sie gilt das Ablaufschema der Abbildung 1. Für kleine Stätten mit 10 ha und weniger entfallen die Schritte 4 und 5 des Schemas und sie werden ersetzt durch fachgesetzliche Einzelgenehmigungen und eine Betriebsplanzulassung, die lediglich eine Umweltverträglichkeitsstudie erfordert. Der Verfahrensablauf für kleine Kiesabbaustätten wird hier nicht erörtert.

den und vieles andere mehr festschreiben, sind allerdings sehr allgemein formuliert und stehen nicht selten untereinander in Konflikt. Gerade in Bezug auf die Rohstoffsicherung ist zu konstatieren, dass in vielen Bundesländern keine eindeutigen Rohstoffsicherungskonzepte existieren, die Vorrang- und Vorbehaltsgebiete eindeutig (ohne Überlappungen mit anderen Vorbehaltsgebieten) ausweisen. Daraus resultiert, dass die beurteilende Behörde einen relativ großen Beurteilungsspielraum innehat.

Die Umweltwirkungen des Vorhabens und möglicher Alternativen zum Vorhaben werden in der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) ermittelt, beschrieben und bewertet (Günnewig 1993). Dabei sollen laut UVP-Gesetz §2 Abs. 1 alle Auswirkungen des Vorhabens auf die Schutzgüter „Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft, einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen“ sowie „Kultur und sonstige Sachgüter“ berücksichtigt werden. In einer Umweltverträglichkeitsstudie (UVS), die vom Kiesunternehmen in Auftrag gegeben wird, werden die Auswirkungen des Vorhabens dokumentiert.<sup>5</sup> Diese UVS wird anschließend sowohl von den betroffenen Gemeinden, Landkreisen und anerkannten Naturschutzverbänden als auch von behördlicher Seite kommentiert und überprüft. Dabei werden eine Vielzahl von Fachbehörden, deren Belange durch das geplante Kiesabbauvorhaben berührt sind, in das Verfahren einbezogen.

- So wird beispielsweise die Wasserbehörde involviert, um zu beurteilen, ob für eine Kieslagerstätte, die sich innerhalb einer äußeren Trinkwasserschutzzone befindet, eine Ausnahmegenehmigung erteilt werden kann. In kritischen Fällen werden zu derartigen Fragestellungen Aufträge vergeben, um mittels hydrologischer Modelle die Wirkung des Kiesabbaus auf die Trinkwasserqualität abzuschätzen.
- Die Naturschutzbehörden werden in den Prozess einbezogen, um die Wirkungen der Auskiesungen auf die Biotope und Naturschutzgebiete der betroffenen Region abzuschätzen, ob z. B. durch die Kiesabgrabung benachbarte Feuchtgebiete aufgrund der sinkenden Grundwasserstände von Austrocknung bedroht werden, oder ob und wie die Zerstörung von Kleinbiotopen durch Ausgleichsmaßnahmen kompensiert werden kann.
- Die Umweltfachämter äußern sich zu Fragen der Transportstreckenplanung und der damit einhergehenden Lärm- und Emissionsbelastungen, zu Planungen hinsichtlich der Einrichtung übergeordneter Schutzgebiete (International Bird Area, Flora-Fauna-Habitat-Flächen etc.) und vielen anderen Umweltaspekten.

---

<sup>5</sup> Vgl. für den Aufbau und Inhalt einer UVS für ein konkretes Kiesabbauvorhaben: Schönau 1995.

- Die zuständigen Forstdirektionen werden zu einer Stellungnahme gebeten, wenn Wirkungen auf Waldflächen durch das Vorhaben absehbar sind.
- Die für Landwirtschaft zuständigen Ämter äußern sich zu den Auswirkungen auf landwirtschaftliche Flächen.
- Das Landesamt für Archäologie gibt Auskunft, ob sich das geplante Vorhaben im Bereich von archäologischen Verdachtsflächen befindet.

Diese Auflistung ist unvollständig und je nach Sachlage können bis zu 30 Fachbehörden in diese Phase des Zulassungsverfahrens einbezogen werden.<sup>6</sup> Die Aufgabe der Gemeindevertreter, Naturschutzverbände und Fachbehörden beschränkt sich hierbei nicht nur auf eine Stellungnahme und Kommentierung zur UVS und zu den Wirkungen des Vorhabens insgesamt, sondern es werden außerdem Vorschläge unterbreitet, wie die Wirkungen auf bestimmte Schutzgüter reduziert, minimiert oder kompensiert werden können. So mag von Seiten der Wasserbehörden vorgeschlagen werden, dass eine bestimmte Anzahl von Grundwasserqualitätsmeßstellen zu errichten und regelmäßig zu überprüfen sind. Die Naturschutzbehörde kann anregen, dass ein bestimmter Teil einer Kiesfläche, der ein sehr wertvolles Biotop enthält, vom Kiesabbau ausgenommen wird. Die Umweltfachämter mögen Vorschläge hinsichtlich der Transportstreckenplanung unterbreiten und die Errichtung von Lärmschutzwällen empfehlen, während die Forstbehörden fordern könnten, dass zur Kompensation von zu rodenden Waldflächen Neuanpflanzungen an anderer Stelle zu erwägen sind.

Als Ergebnis der UVP sind die Ergebnisse der UVS und die Einzelbewertungen der einzelnen Fachbehörden zusammenzufassen und das Vorhaben in seiner Gesamtwirkung auf alle Schutzgüter zu bewerten. In diesem Zusammenhang werden bisweilen Konfliktanalysen oder ökologische Risikoanalysen durchgeführt, mit deren Hilfe das Abwägungsproblem handhabbar gemacht werden soll (Günnewig 1993, S. 67 ff.). Häufig liegt dem Bewertungsprozess jedoch kein systematisches Bewertungsverfahren zu Grunde und obwohl die Bewertung auf naturwissenschaftlichen Fakten beruht, liegt kein einheitliches und nachvollziehbares Verfahren zur Aggregation der naturwissenschaftlichen Informationen vor, so dass es sich letztlich um eine subjektive Bewertung eines Behördenvertreters handelt, der auf Basis seiner subjektiven Leitbilder und Kenntnisse bewertet (Dierßen/Roweck 1998, S. 178-180).

Im Ergebnis des ROV inklusive UVP wird schließlich vom Regierungspräsidium geurteilt, ob das Vorhaben gegen die Ziele und Grundsätze der Raumordnung verstößt oder nicht. Falls das Vorhaben mit konkreten fachrechtlichen Bestimmungen oder Gesetzen unvereinbar ist –

---

<sup>6</sup> Die hier genannten Informationen und Beispiele beruhen auf der Kenntnis vieler ROV/UVP-Fälle in Sachsen im Bereich Kiesabbau und auf mündlichen Auskünften von Behördenvertretern.



z. B. im Fall der Beantragung eines Kiesabbaus mitten in einem Naturschutzgebiet – kann es vom Regierungspräsidium negativ beschieden werden. Im Falle eines positiven Bescheides kann die Behörde auf Basis der Stellungnahmen der Fachbehörden Auflagen hinsichtlich der Durchführung und Konzeption des Kiesabbaus empfehlen.

Im Falle einer positiven Stellungnahme aus dem ROV folgt das Planfeststellungsverfahren, das in den neuen Bundesländern für alle Kiesabbauanträge von vor 1996 durch das Oberbergamt durchgeführt wird, während neue Anträge nach 1996 durch das Regierungspräsidium beschieden werden (Punkt 5 in Abbildung 1).<sup>7</sup> Im Gegensatz zum ROV wird hierbei das Einzelvorhaben und sein geplanter Ablauf vor Ort aus einer Mikrosichtweise nochmals genau geprüft. Dabei wird z. B. geklärt, ob die Betriebsplanungen hinsichtlich der Strom-, Wasser- und Abwasserversorgung des Betriebsgeländes ausreichend sind, ob der geplante Anschluss an das öffentliche Straßennetz genehmigungsfähig ist und ob die Betriebsflächenteile, wo mit wassergefährdenden Stoffen gehandhabt wird, ausreichend geschützt sind. Bisweilen werden in dieser Phase auch noch lokalspezifische Aspekte der UVP durchgeführt. Erneut werden alle relevanten Behörden oder sonstigen Betroffenen in dieser Phase des Zulassungsverfahrens hinzugezogen. Dabei kommt es auch zu einer Beteiligung der Anwohner, die den Rahmenbetriebsplan einsehen dürfen und schriftliche Einwendungen einreichen können. Diese Einwendungen werden dann in einem Erörterungstermin diskutiert (DAKS e.V. 1997, S. 11).

Im Anschluss an die behördlichen Prüfungen und an den Erörterungstermin entscheidet die zuständige Behörde schließlich durch den Planfeststellungsbeschluss über die Zulassung des Betriebsplanes (Punkt 6 in Abbildung 1). Dabei wird geprüft, ob es Einwände gibt, die das Vorhaben grundsätzlich in Frage stellen. Falls das nicht der Fall ist, wird das Vorhaben positiv beschieden, wobei gleichzeitig üblicherweise eine Vielzahl von Auflagen, die von den Fachbehörden empfohlen worden waren, als Nebenbestimmungen in den Planfeststellungsbeschluss aufgenommen und entsprechende Ergänzungen des Rahmenbetriebsplanes eingefordert werden. Der positive Planfeststellungsbeschluss berechtigt das Kiesunternehmen schließlich, mit den Abbautätigkeiten zu beginnen.

Diese Form des behördlichen Zulassungsverfahrens, in dem u. a. über Naturqualitäten und ihren Erhalt entschieden wird, zeichnet sich durch verschiedene Stärken und Schwächen aus, die nachfolgend kurz skizziert werden.

Die **Stärken** der behördlichen Genehmigungspraxis inklusive UVP ergeben sich aus folgenden Sachverhalten:

---

<sup>7</sup> Der Grund für diese Änderung in den Behördenkompetenzen liegt darin, dass die Rechtslage zum Abbau von Kies in 1996 in den neuen Ländern an das Recht in den alten Bundesländern angepasst wurde. Für ausführlichere Darlegungen zu diesem Aspekt vgl. Knöfler 1997.

- Es wird eine Vielzahl von relevanten Informationen zu den Umweltwirkungen von Kiesabbauvorhaben ermittelt, ausgewertet und in das Zulassungsverfahren einbezogen.
- Durch die Stellungnahmen und Vorschläge der einzelnen Fachbehörden zu Vorhabensänderungen oder –auflagen sowie durch Berücksichtigung der Einwände von betroffenen Akteuren vor Ort kann das Vorhaben durch Formulierung von Auflagen so modifiziert werden, dass sein Konfliktpotenzial und seine negativen Wirkungen auf die Schutzgüter minimiert werden.
- Der Ablauf des Zulassungsverfahrens ist üblicherweise standardisiert und juristisch abgesichert, so dass ein Kiesabbauunternehmen vor der Beantragung den Ablauf des Verfahrens kennt und weiß, welche Unterlagen und Anträge notwendig sind.

Nichtsdestotrotz ist allerdings auch auf diverse **Schwächen** der behördlichen Genehmigungspraxis hinzuweisen:

- Die Zielvorgaben aus der Landesentwicklungsplanung sind häufig sehr allgemein formuliert und es existiert kein standardisiertes Entscheidungsverfahren, das die Entstehung der Entscheidung transparent und nachvollziehbar macht. Damit obliegt die Abwägung der positiven und negativen Effekte eines Vorhabens letztlich dem subjektiven Urteil der Behördenvertreter.
- Die Einbeziehung der von einem Vorhaben betroffenen Bevölkerung findet in einer sehr späten Phase statt und die Bevölkerung wird über das Vorhaben durch reines Auslegen des Betriebsplanes informiert. Als Konsequenz ist der Partizipationsgrad der Öffentlichkeit – und möglicherweise auch die Akzeptanz der Entscheidung – eher gering.
- Das Zulassungsverfahren ist mit einer Dauer von 5-8 Jahren sehr zeitintensiv.
- Es ist weiterhin aufgrund der hohen Spezialisierung der zuständigen Behörden nicht selten auch sehr komplex. So sind in manchen Fällen nicht nur ein, sondern zwei oder drei Zulassungsverfahren für ein Vorhaben zu durchlaufen, wenn z. B. neben der Abbaustelle zusätzlich noch eine Schiffsverladestelle für den Abtransport geplant ist.
- Ökonomische Aspekte werden im Zulassungsverfahren kaum berücksichtigt. Da von staatlicher Seite ein möglichst unregulierter Wettbewerb gewünscht ist, wird das Argument, dass kein Kiesbedarf in der Region besteht, nicht berücksichtigt, sondern der Einschätzung des Unternehmens überlassen.<sup>8</sup> Nichtsdestotrotz werden bisweilen von

---

<sup>8</sup> Kurz nach der Wende kam es in den neuen Bundesländern zu einer Flut von Anträgen für die Errichtung von Asphaltanlagen, da ein stark wachsendes Straßenbauvolumen erwartet wurde. Obwohl den Vertretern der Regie-

der behördlichen Entscheidungsinstanz bestimmte Auflagenforderungen von Behörden, Anwohnern oder Naturschutzverbänden (z. B. die Forderung nach einer Renaturierung eines Baggersees in Form eines ehemals existenten Flussaltarms) mit dem Hinweis auf die Überschreitung des (nicht näher spezifizierten) Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit abgewiesen.

- Obwohl in einer UVP hinsichtlich der Standortentscheidung eines Vorhabens eine oder mehrere Alternativen zum Vorhaben geprüft werden sollen, ist es in der Praxis häufig anzutreffen, dass Alternativen nicht einbezogen werden. Letztlich führt das Zulassungsverfahren daher zu auf einer Einzelbetrachtung beruhenden Entscheidung über ein Vorhaben und seine Umweltwirkungen.

Gerade der letzte Punkt stößt in der Literatur auf besondere Kritik. Da es für den Fall des Kies- und Sandabbaus typisch ist, dass eine Konzentration von Abbaustellen in einer Region stattfindet, wurde von verschiedenen Autoren gefordert, auf der Ebene des ROV umfassendere und Einzelvorhaben vergleichende UVPs einzuführen und auch die Umweltwirkungen des massenhaften Kiesabbaus in die Betrachtungen einzubeziehen (vgl. Günnewig 1993 und Arbeitsgruppe KABE 2000). Auf diese Weise könnte eine weitere Minimierung der Umweltwirkungen erreicht werden. Voraussetzung für eine solche Reform des Zulassungsverfahrens wäre allerdings die Erarbeitung von Rohstoffsicherungskonzepten als Teil der Landesentwicklungsplanung, die eindeutige und konkrete Zielstellungen vorgibt.

### **3. Möglichkeiten und Grenzen der monetären Bewertung von anthropogenen Naturveränderungen**

Üblicherweise werden Bewertungen aus ökonomischer Perspektive in Geldeinheiten vorgenommen, wobei die Nutzen-Kosten-Analyse (NKA) als bewährte Methode zum Einsatz kommt. Mit Hilfe der NKA wird versucht, basierend auf der theoretischen Grundlage der neoklassischen Mikroökonomik, Wohlfahrtseffekte von Projekten und Handlungen in der Weise zu messen, dass die monetären Gewinne und Einbußen von Personen, die aufgrund von Handlungen anderer Akteure entstehen, erfasst und aufaddiert werden. Dabei wird unterstellt, dass sich die gesellschaftliche Gesamtwohlfahrt aus der Summe der Wohlfahrt aller Gesellschaftsmitglieder ergibt (methodologischer Individualismus).

---

rungspräsidenten bewusst war, dass nur ein Bruchteil der genehmigungsfähigen Anlagen im Wettbewerb würden bestehen können (wie sich dann später auch herausstellte), konnten negative Bescheide auf Basis dieser Information nicht erteilt werden. Letztlich entschied der Wettbewerb und produzierte als „externen Effekt“ etliche Bau-ruinen.

Das grundlegende Bewertungskriterium für eine NKA ist die *potenzielle Paretoverbesserung*, die von Kaldor und Hicks vorgeschlagen wurde. Dieses Kriterium sieht eine gesamtgesellschaftliche Wohlfahrtsverbesserung dann als gegeben an, wenn die Gewinner einer bestimmten Handlung (z. B. die Kiesunternehmen, die durch Kiesabbau profitieren) die Verlierer (z. B. die Anwohner und die Naturschützer) für ihren Verlust kompensieren können und trotzdem noch ein Überschuss bestehen bleibt. Dieser Überschuss wird als Nettonutzen bzw. Wohlfahrtsgewinn bezeichnet.<sup>9</sup>

Die Ermittlung des Wohlfahrtsgewinns in monetären Einheiten ist besonders in solchen Fällen relativ einfach zu ermitteln, wenn die zu bewertenden Handlungen mit marktvermittelten Transaktionen in Zusammenhang stehen, über die eine gute Informationsgrundlage besteht. Mag als Beispiel der Fall betrachtet werden, dass ein Betonwerk auf einer Ackerfläche errichtet werden soll. Bei ausreichenden Informationen über die erwartete Kostenstruktur der unternehmerischen Produktion und der Entwicklung des Marktpreises lässt sich der erwartete Gewinn des Betonunternehmens als Wohlfahrtsgewinn dieser Handlung betrachten, während der entgangene Gewinn des landwirtschaftlichen Betriebs als Verlust entsteht. Wenn weiterhin der Betonpreis durch die Ansiedlung des Betonwerkes in der Region sinkt, weil Beton von nun an nicht mehr so weit transportiert werden muss, sind die Nachfrager von Beton ebenfalls Gewinner dieser Handlung, da sie nun weniger Geld für ein Produkt ausgeben müssen als sie bereit gewesen wären zu zahlen. Das wesentliche Wohlfahrtsmaß für die Angebotsseite eines Marktes ist die Produzentenrente, für die Nachfrageseite des Marktes ist es unter besonderen Bedingungen die Konsumentenrente oder die maximale Zahlungsbereitschaft verringert um den Kaufpreis (auch kompensierende Variation genannt).<sup>10</sup>

Bei weitem schwieriger wird die Ermittlung des Wohlfahrtsgewinns, wenn die zu bewertende Handlung Effekte aufweist, die die Wohlfahrt beeinträchtigen, die aber nicht marktvermittelt sind. Solche Konstellationen sind in den meisten Fällen auch vorhanden, wenn Umweltzerstörung und –verschmutzung mit im Spiel sind, wenn z. B. das Betonwerk Luft- und Wasserschadstoffe emittiert und damit die Lebensqualität in der unmittelbaren Umgebung senkt. In diesem Falle wäre festzustellen, wie hoch die minimale Entschädigungsforderung der Anwohner wäre, damit sie das Betonwerkvorhaben akzeptieren. Auf diese Weise könnte sozusagen ein Schattenpreis der negativen nicht-marktvermittelten Wohlfahrtseffekte durch Umweltverschmutzung ermittelt werden.

---

<sup>9</sup> Vgl zu den Grundlagen der NKA z. B. Hanley/Spash 1993, Marggraf/Streb 1997 und Garrod/ Willis 1999.

<sup>10</sup> Vgl. zu den Wohlfahrtsmaßen auf Angebots- und Nachfrageseite des Marktes: Hanley/Spash 1993, Kapitel 2 und Marggraf/Streb 1997, Kapitel 12.

Zur Bestimmung eines solchen monetären Schattenpreises stehen zwei Arten von ökonomischen Bewertungsmethoden zur Verfügung. Bei der Verwendung sogenannter *direkter Methoden* und insbesondere beim *kontingenten Bewertungsverfahren* werden die betroffenen Personen direkt nach ihren Präferenzen und Entschädigungsforderungen befragt. Problematisch dabei ist jedoch, dass die Befragten auf Grund der hypothetischen Situation oder gar aus strategischen Gründen falsche Angaben machen können.<sup>11</sup> Als methodische Alternative können *indirekte Bewertungsverfahren* verwendet werden, mit denen versucht wird, den negativen Umwelteffekt auf Basis von marktvermittelten Gütern oder Transaktionen zu erfassen. So könnte z. B. nach der *Methode der hedonischen Bepreisung* eine Analyse des Immobilienmarktes vorgenommen werden, um zu ermitteln, ob sich eine veränderte Luftqualität auf die Immobilienpreise auswirkt. Weiterhin könnte nach der *Methode der Vermeidungskosten* erforscht werden, welche Kosten die von dem negativen Umwelteffekt betroffenen Menschen auf sich nehmen, um diesem Effekt zu entgehen. So könnte erhoben werden, wie viele Anwohner des Betonwerkes ihren Wohnort wechseln oder zu wechseln bereit sind und welche Kosten sie für einen Umzug in Kauf nehmen.<sup>12</sup> Der größte Nachteil dieser indirekten Methoden besteht darin, dass sie nicht den sogenannten ökonomischen Gesamtwert erfassen können, sondern lediglich die ökonomischen Werte, die mit der Nutzung der Umweltressource verbunden sind („Nutzungswerte“ oder „use values“). Sogenannte nutzungsunabhängige Werte („non-use values“), die z. B. dadurch entstehen, dass manche Menschen die einfache Existenz von intakter Natur wertschätzen (und z. B. für Walschutz zu spenden bereit sind, ohne je in ihrem Leben einen Wal zu Gesicht zu bekommen) oder es wichtig finden, eine intakte Natur an die Nachfahren weiterzugeben, können durch die indirekte Methode nicht erfasst werden. Die Erhebung dieser Werte kann allein durch die Anwendung direkter Befragungsmethoden ermöglicht werden (Garrod/Willis 1999, Kapitel 1 und Meyerhoff 1999, S. 91-94).

Im Gegensatz zu vielen anderen Entwicklungen in der neoklassischen Theorie entstanden die verschiedenen ökonomischen Bewertungsmethoden der Nutzen-Kosten-Analyse als Reaktion auf das stets erneut formulierte Anliegen öffentlicher Behörden in den USA, eine ökonomische Methode zur umfassenden Bewertung von Projekten und Regulierungsmaßnahmen verfügbar zu haben. Bereits 1808 empfahl der damalige US-Finanzminister Gallatin den Vergleich von Nutzen und Kosten bei Wasserbaumaßnahmen als geeignetes Bewertungsinstrument. 1936 wurde die Erhebung von Nutzen und Kosten für alle Wasserbauprojekte in den

---

<sup>11</sup> Vgl. zur Methodik, zu Anwendungsbeispielen und Problemen des kontingenten Bewertungsverfahrens: Bate-man/Willis 1999 und Getzner 1999.

<sup>12</sup> Vgl. für einen Überblick über die verschiedenen indirekten Bewertungsverfahren Garrod/Willis 1999, Kapitel 2-3.

USA erstmals durch den *Flood Control Act* gesetzlich verpflichtend (Hanley Spash 1993, S. 4). 1950 erschien ein erster Report als entsprechender Ratgeber für die Verwaltungspraxis, in dem empfohlen wurde, alle Wirkungen eines Projektes, die sich mit monetären Marktinformationen in Verbindung bringen lassen, in die Projektbewertung einzubeziehen. Der Report enthielt übrigens auch eine Aufforderung an die ökonomische Wissenschaft, die theoretischen Grundlagen zur Naturbewertung zu erarbeiten. In den 1950er und 1960er Jahren wurde der Erholungsnutzen von Nationalparks vermehrt durch Nutzen-Kosten-Analysen zu erfassen versucht. 1956 wurde eine erste Analyse durchgeführt, die den Erholungsnutzen auf Grundlage der Erhebung der Reisekosten der Touristen zu erfassen versuchte (Reisekostenansatz, indirektes Bewertungsverfahren) und 1958 initiierte der National Park Service der USA eine erste Bewertung des Erholungsnutzens auf Basis einer direkten Befragung der Touristen nach ihrer Wertschätzung (Marggraf 1999, S. 190-192).

Bedeutende Impulse erhielt der Einsatz von NKA-Methoden mit der Präsidentschaft von Reagan in den 1980er Jahren. Mit dem Exekutiverlaß 12291 wurde 1981 bestimmt, dass fortan sämtliche bundesstaatliche Regulierungsvorhaben mittel NKA auf ökonomische Effizienz zu überprüfen seien (Messner 1993, S. 74). Das US-Innenministerium veröffentlichte 1986 Richtlinien zur Bewertung schwerer Umweltschäden, die insbesondere als Folge diverser Altlastenunglücksfälle notwendig geworden waren. Danach waren Schadensersatzansprüche gegen die Verursacher der Unglücksfälle insbesondere auf der Grundlage von Nutzungs- und Wiederherstellungswerten in Rechnung zu bringen, während in gewissem Umfang aber auch nutzungsunabhängige Werte einzubeziehen seien. Diese Richtlinie wurde Gegenstand einer gerichtlichen Auseinandersetzung und die gerichtliche Entscheidung, nutzungsunabhängige Werte seien in den Entschädigungszahlungen ebenfalls zu berücksichtigen, beschleunigte die Entwicklung der direkten NKA-Bewertungsverfahren weiter. Nach dem gravierenden Ölnfall der Exxon Valdez und den damit verbundenen hohen Schadensersatzforderungen wurde schließlich eine Kommission eingesetzt, um Verfahrensrichtlinien für die Bewertung von Umweltschäden zu erarbeiten. Diese Richtlinie wurde 1996 publiziert und sie definiert den Wert einer natürlichen Ressource als die Summe der maximalen Geldbeträge, die Einzelpersonen für ihre Nutzung oder Existenz zu zahlen bereit sind bzw. als Summe der minimalen Kompensationszahlungen, die Individuen im Falle des Verlusts der Ressource und seiner Funktionen zu akzeptieren bereit sind (Marggraf 1999, S. 193-194). Die NKA und insbesondere die direkten Bewertungsverfahren wurden durch diese Richtlinie in den USA zu einem rechtlich verbindlichen Bewertungsinstrument.

Im Gegensatz zu den Vereinigten Staaten ist die Anwendung der NKA in Europa weniger stark verbreitet. Sie findet mittlerweile Anwendung bei größeren öffentlichen Projektvorha-

ben in diversen EU-Staaten, doch im Gegensatz zu den USA ist sie nicht gesetzlich verankert. Die europäischen Staaten vertrauen hingegen mehr auf nicht-monetären Bewertungsverfahren, wie u. a. der gesetzlich verpflichtenden Umweltverträglichkeitsprüfung (Hanley/Spash 1993, S. 7).

Aus diesen Ausführungen wird ersichtlich, dass die NKA in den USA eine ähnlich gewichtige Bedeutung innehat wie die behördliche Abwägung inklusive UVP in Deutschland und anderen europäischen Staaten. Bevor nachfolgend die Stärken und Schwächen der Naturbewertung durch NKA diskutiert werden, ist noch auf eine Ähnlichkeit zwischen behördlicher Abwägung und monetärer Bewertung hinzuweisen. In beiden Fällen wird nicht die Natur als Ganzes bewertet. Gegenstand der Abwägung und der Monetarisierung sind jeweils *Veränderungen* in den Naturqualitäten.

Dabei weist die Nutzen-Kosten-Analyse folgende **Stärken** auf:

- Täglich werden politische Entscheidungen gefällt, wobei Veränderungen in der Naturqualität in Kauf genommen werden. Da eine Tendenz dazu besteht, Naturwerte zu unterschätzen, kann die Nutzen-Kosten-Analyse im Kontext politischer Entscheidungen dazu beitragen, den Wert von Naturgütern besser darzustellen. Die NKA kann auf diese Weise möglicherweise einen wichtigen Beitrag zu einem verantwortungsbewußteren Umgang mit der Natur leisten.
- Nur durch die Nutzen-Kosten-Analyse und insbesondere durch die direkten Bewertungsverfahren ist es möglich, die Höhe von Entschädigungszahlungen bei Umweltschäden festzulegen und dabei sowohl Nutzungswerte als auch nutzungsunabhängige Werte zu berücksichtigen. Die Einbeziehung von nutzungsunabhängigen Werten kann außerdem das Umwelthaftungsrecht als marktmäßiges umweltpolitisches Instrument durch die Drohung hoher Entschädigungszahlungen stärken.
- NKA-Methoden können auch bei der Festlegung von umweltpolitischen Zielen hilfreich sein, indem sie die Wohlfahrtsgewinne von Zielkatalogen offenlegen.
- Die NKA, und besonders die direkten Methoden, beziehen explizit eine möglichst große Anzahl von Betroffenen in die Befragungen ein. Damit, so die Meinung einiger Nutzen-Kosten-Analysten, sei ein gewisser Grad an Partizipation gesichert.
- Die NKA ist in dem Sinne transparent, dass der Maßstab Geld bzw. die Wohlfahrtsmaße Gewinn und Zahlungsbereitschaft allgemein bekannt und akzeptiert sind.

Ebenso sind eine Vielzahl von **Schwächen** der NKA vorhanden:<sup>13</sup>

- Ökonomische Effizienz wird in Form monetärer Werte zum alleinigen Bewertungsmaßstab öffentlichen Handelns.
- Die Frage nach der Gerechtigkeit der Verteilung von Gewinnen und Verlusten aus einer Handlung bleibt unberücksichtigt.
- Der soziale Nutzen von Arbeit (gesellschaftliche Akzeptanz) wird nicht einbezogen. Im Gegenteil geht Arbeit als Kostenfaktor in die Berechnungen ein.
- Nutzen-Kosten-Analysen bringen kein demokratisches Ergebnis hervor. Im Gegensatz zu Wahlen, wo alle Wahlberechtigten eine Stimme haben, ist bei NKAs die Zahlungsfähigkeit ausschlaggebend. Das bedeutet, dass die Stimmen nach dem Einkommen gewichtet sind. Menschen mit geringem Einkommen können daher entweder gar keinen oder nur einen sehr geringen Einfluss auf das Ergebnis ausüben.
- Eine Partizipation im Sinne eines diskursiven Prozesses findet nicht statt.
- Die Interessen der zukünftigen Generationen, die eine intakte Natur als Lebens- und Wirtschaftsgrundlage benötigen, werden außer Acht gelassen. Vielmehr werden die Nutzen und Kosten mit Bezug auf die heute lebenden Menschen diskontiert, wodurch der Nettonutzen der Zukunft systematisch mindergeschätzt wird.
- Nicht alle Umweltschäden sind monetär bewertbar. Insbesondere intrinsische Werte (die Würde von Lebewesen) können niemals in Geldeinheiten ausgedrückt werden.
- Die Bewertung der natürlichen Lebensgrundlagen impliziert, dass diese durch menschengemachte Produkte oder Maschinen substituierbar seien.
- Die Aufaddierung von monetären Größen für reale Effekte in der Natur führt zu einer buchhalterischen Verrechnung von Effekten, obwohl sich die Effekte in der Natur nicht ausgleichen. Es wird dabei der trügerische Anschein erweckt, als sei der Geldmaßstab ein angemessener gemeinsamer Nenner für sämtliche Umweltwirkungen eines Projektes.
- Die kontingente (direkte) Bewertungsmethode weist eine Vielzahl von methodischen Schwächen auf. Die Befragten mögen über unzureichende Informationen verfügen oder die naturwissenschaftlichen Zusammenhänge der Umweltwirkungen nicht verstehen. Weiterhin können die Befragten durch die Fragen und durch die zur Verfügung gestellte Information manipuliert werden und angesichts der hypothetischen Befragungssituation strategisch oder nicht realitätsgetreu antworten. Schließlich ist noch der

---

<sup>13</sup> Vgl. für eine Kritik bzw. für eine Aufzeigung der Grenzen der Nutzen-Kosten-Analyse: Hampicke 1999, S. 107 ff., Hanley/Spash 1993, S. 261 ff. und Getzner 1999.



Embedding-Effekt zu erwähnen, der für die Schwierigkeit steht, ökologische Dimensionsunterschiede zu erfassen (z. B. Gleichbewertung eines 100 ha und eines 1000 ha großen Naturschutzgebietes).

Obwohl zur NKA besonders im Bereich der Umwelthaftung keine Alternative zur Verfügung steht, ist es angesichts ihrer Schwächen angeraten, die Ergebnisse nicht zu überschätzen. Selbst Neoklassiker vertreten heute nicht mehr die Position, dass die Effizienzüberlegungen einer NKA die einzige relevante Entscheidungsgrundlage sein können (Marggraf 1999, S. 214-215). Auch in den Behörden der Vereinigten Staaten deutet sich tendenziell an, dass der Nettonutzen zunehmend zu *einem* Entscheidungskriterium unter mehreren wird. Während z. B. vor einigen Jahren in der Bewertung von Verkehrsvorhaben noch der Nettonutzen die einzig entscheidende Größe in der Entscheidung war, wird z. B. durch den neuen *Transportation Equity Act for the 21<sup>st</sup> Century* (TEA-21) geregelt, dass als Entscheidungskriterien über neue Verkehrsprojekte neben dem sozialen Nettonutzen auch qualitative Kriterien wie „Mobilitätsverbesserungen“ und „Umweltnutzen“ einzubeziehen sind (U.S. Department of Transportation 1999).

#### **4. Multikriterielle Bewertung von Nutzungskonflikten zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturressourcenschutz**

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet“ am Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle GmbH (Horsch/Ring (Hg.) 1999) wurde ein integriertes ökologisch-ökonomisches Bewertungsverfahren entwickelt, das geeignet ist, Handlungsalternativen im Konfliktfeld zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Naturressourcenschutz zu bewerten (Klauer/Messner/Herzog 1999 und Drechsler 1999). Der Untersuchungsraum, an dessen Nutzungskonflikt das Verfahren erarbeitet und getestet wurde, war der ehemalige sächsische Landkreis Torgau in der Nähe von Leipzig, der als stark strukturschwacher Raum mit hoher Arbeitslosigkeit charakterisiert werden kann. Gleichzeitig standen zu Projektbeginn über 50% der Fläche unter Natur-, Landschafts- oder Trinkwasserschutz. Angesichts der sinkenden Wassernachfrage entstand vor Ort eine kontroverse Diskussion um eine Reduzierung der Trinkwasserschutzgebiete, um damit u. a. diverse Flächen von den Landnutzungsrestriktionen zu befreien und damit eine bessere Ausgangslage für eine stimulierte wirtschaftliche Entwicklung zu erhalten (z. B. für den Kiesabbau) (Vgl. Horsch/Ring 1999 und Messner 1999a).

Nicht zuletzt unter Berücksichtigung der bestehenden, oben beschriebenen Bewertungsmethoden und ihrer Stärken-Schwächen-Profile bestand das Projektziel darin, ein integriertes

ökologisch-ökonomisches Bewertungsverfahren zu erarbeiten, das die Stärken der existierenden Bewertungsmethoden beinhaltet und ihre Schwächen ausräumt. Daher wurde bei der Entwicklung des Verfahrens auf folgende Aspekte besonders viel Wert gelegt:

- Einbeziehung von ökonomischen, ökologischen und sozialen Bewertungskriterien in einen multikriteriellen Bewertungskontext, in dem eine Aufaddierung von Effekten nicht stattfindet, sondern am Ende eher ein Abwägungsprozeß steht.
- Berücksichtigung des Effizienzkriteriums als *ein* Bewertungskriterium unter vielen, wobei lediglich indirekte NKA-Methoden zum Einsatz kommen und nutzungsunabhängige Werte durch ökologische Kriterien abgedeckt werden.
- Partizipation der Stakeholder und der Fachbehörden vor Ort.
- Weitgehende Einbeziehung naturwissenschaftlicher Expertise.

Unter Berücksichtigung der Vielzahl von bestehenden Methoden und Algorithmen im Kontext der multikriteriellen Bewertungsmethoden<sup>14</sup> wurde ein integriertes multikriterielles Bewertungsverfahren entwickelt, das sich in seiner methodischen Systematik durch vier Schritte beschreiben lässt, die nachfolgend kurz beschrieben werden, und die in der Abbildung 2 grafisch dargestellt sind.<sup>15</sup>

### *Schritt 1: Szenarienableitung*

Zu Beginn werden die vorherrschenden Landnutzungskonflikte im Untersuchungsgebiet wissenschaftlich analysiert. In einem partizipativen Prozeß mit wesentlichen Stakeholdern der Region werden in einer anfänglichen Zusammenkunft von betroffenen Akteuren die Situation diskutiert und Lösungsstrategien erörtert. Es werden die Handlungsfelder benannt und diskutiert, die auf der regionalen Ebene zur Verfügung stehen, um den Konflikt zu lösen, und es werden relevante Handlungsoptionen in diesen Handlungsfeldern herausgearbeitet. Aus der Kombination der Handlungsoptionen aller Handlungsfelder ergeben sich die Handlungsalternativen, die zur Problemlösung möglich sind. Im konkreten Fall des Projektes ergab sich eine erste Ableitung der Handlungsalternativen aus einem anfänglichen Treffen mit allen Beteiligten und diese Alternativen wurden später in Einzelgesprächen mit den jeweiligen Stakeholdern präzisiert<sup>16</sup> (in der Abbildung 2 werden alle methodischen Schritte, in denen derartige

---

<sup>14</sup> Vgl. für einen Überblick über die Methoden der multikriteriellen Bewertungsverfahren: Munda 1995, Kapitel 4 und Zimmermann/Gutsche 1991.

<sup>15</sup> Vgl. für eine ausführlichere Darstellung des Verfahrens: Klauer/Messner/Herzog 1999 sowie Drechsler 1999.

<sup>16</sup> In dem Projekt waren die Handlungsfelder vor Ort einerseits die Möglichkeit, Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) zu verkleinern (mit 2 Optionen) und andererseits zusätzliche Kiesabbauflächen zu genehmigen (auch 2 Optionen). Daraus ergaben sich zwei mal zwei gleich vier Handlungsalternativen: 1. TWSG beibehalten und

Partizipationsprozesse stattfinden, durch das Kommunikationssymbol kenntlich gemacht). Angesichts der Tatsache, dass eine Entscheidung zwar über die Handlungsalternativen zu treffen ist, aber jede Alternative sich unter anderen zukünftigen Rahmenbedingungen unterschiedlich günstig darstellen kann, ist es erforderlich mindestens zwei unterschiedliche Entwicklungsrahmen zu definieren um so die Unsicherheit über die zukünftigen Rahmenbedingungen in die Analyse einzubeziehen. Ein Entwicklungsrahmen umfasst konkrete zukünftige Rahmenbedingungen und Entwicklungstrends in sozioökonomischen und ökologischen Systemen, die von den Akteuren in der Region nicht beeinflusst werden können und somit „von außen“ vorgegeben sind. Aus der Kombination von Handlungsalternativen und Entwicklungsrahmen entstehen schließlich die Szenarien. Da im oben beschriebenen Projekt zwei Entwicklungsrahmen definiert wurden, ergaben sich im UFZ-Projekt acht Szenarien.

### *Schritt 2: Auswahl von problemspezifischen Indikatoren*

Auf Grundlage des Leitbildes der Nachhaltigkeit werden in einer interdisziplinären Arbeitsgruppe unter Einbeziehung der Stakeholder problemspezifische ökonomische, ökologische und soziale Indikatoren bestimmt, mit deren Hilfe die zu erwartenden realen Effekte der verschiedenen Szenarien möglichst weitgehend erfaßt werden können. In diesem Zusammenhang sind sowohl Zustands- als auch Trendindikatoren von Bedeutung. Werden die Indikatoren in den Spalten und die Szenarien in den Zeilen einer Matrix abgetragen, so ergibt sich eine Multi-Indikatoren-Matrix, die als Basis für den Entscheidungsprozeß betrachtet werden kann.

### *Schritt 3: Modellierung und Abschätzung der Szenarieneffekte*

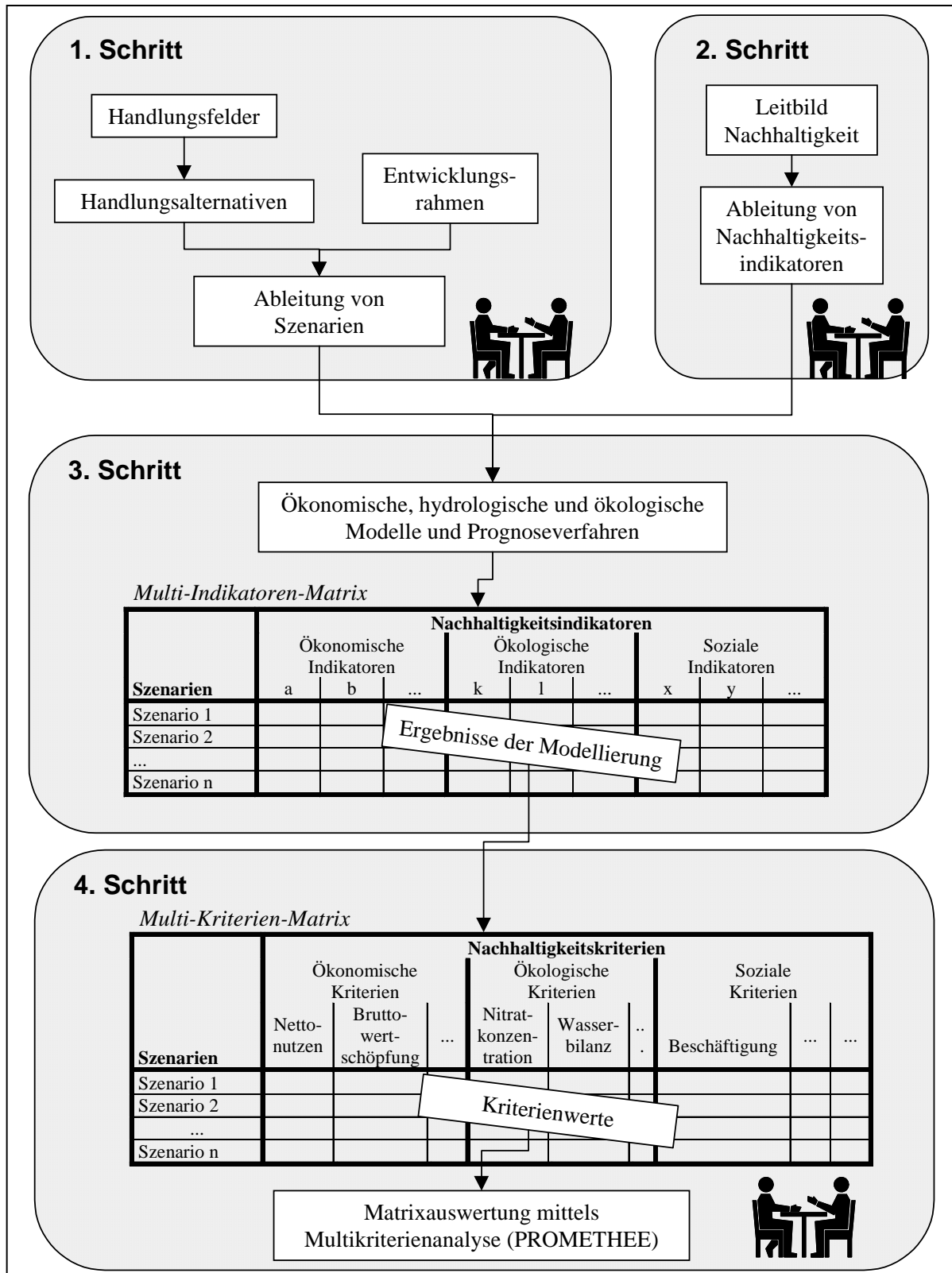
Mit Hilfe von sozioökonomischen und ökologischen Modellen und Prognoseverfahren werden die Effekte der einzelnen Szenarien über einen gewählten Zeithorizont für die jeweiligen Indikatoren modelliert und bestimmt. Am Ende von Schritt 3 steht die mit den Daten aus den ökologischen und ökonomischen Modellierungs- und Prognoseverfahren ausgefüllte Multi-Indikatoren-Matrix.

Im UFZ-Projekt stand im Mittelpunkt der sozioökonomischen Analyse ein dynamisches Input-Output-Modell, das sowohl monetäre als auch materielle Verflechtungen zwischen den verschiedenen Wirtschaftssektoren abzubilden vermag. Mit diesem Modell können die direkten und indirekten Effekte von Landnutzungsänderungen auf Wirtschaft und Gesellschaft

---

zusätzlichen Kiesabbau genehmigen; 2. TSWG verkleinern und zusätzlichen Kiesabbau genehmigen; 3. TWSG beibehalten und keinen zusätzlichen Kiesabbau genehmigen; und 4. TWSG verkleinern und zusätzlichen Kiesabbau genehmigen.

**Abbildung 2: Ablaufschema des integrierten Verfahrens zur Bewertung von Landnutzungsalternativen**



(z. B. Bruttowertschöpfung, Zahl der Beschäftigten) und die Rückwirkungen auf die Umwelt (z. B. Stickstoffemissionen) abgeschätzt werden (Klauer 1999). Gespeist wurde das Input-Output-Modell mit den Ergebnissen von ökonomischen Sektorstudien, in denen die Entwicklung einzelner Wirtschaftssektoren unter den Bedingungen der Szenarien erarbeitet wurden.

Aus ökologischer Sicht sind im Projekt insbesondere die Wirkungen auf den Wasserhaushalt und die Belastung des Grundwassers mit Nitrat wichtige Indikatoren, die es für die verschiedenen Szenarien abzuschätzen galt. Die entsprechenden hydrologischen Effekte, die sich als Feedbacks zu den verschiedenen Landnutzungsänderungen einstellen, wurden durch ein hydrologisch-ökologisches Abflussbildungsmodell (ABIMO) simuliert, mit dem Daten zur Grundwasserneubildung modelliert wurden. Darauf aufbauend und unter Einbeziehung von flächenbezogenen Nährstoffbilanzen wurde der Stickstoffaustrag abgeschätzt (Herzog/Kunze 1999). Weiterhin kommen ökologische Prognoseverfahren zum Einsatz, um die ökologischen Wirkungen der Landnutzungsänderungen (insbesondere durch Kiesabbau) abzuschätzen. In Bezug auf alle Modellierungs- und Prognoseverfahren ist anzumerken, dass nicht nur *ein* Wert modelliert wurde, sondern unter Einbeziehung der Daten- und Modellunsicherheiten wurde mittels Sensitivitätsanalysen ein wahrscheinlichster Wert mit einer unsicherheitsbezogenen Schwankungsbreite ermittelt.

#### *Schritt 4: Integrierte Bewertung*

Die Ergebnisse der sozioökonomischen und ökologischen Modellierungs- und Prognoseverfahren sind Grundlage für die Bewertung der verschiedenen Szenarien. Im Zentrum der ökonomischen Bewertung stehen indirekte Methoden der Nutzen-Kosten-Analyse (NKA), mittels derer alle monetarisierbaren Wohlfahrtswirkungen der simulierten Szenarioeffekte in monetären Einheiten erfasst und zu einer Größe aggregiert werden. Wie oben ausgeführt, ist die Aussagekraft von NKA-Ergebnissen auf Grund methodischer Probleme begrenzt. Auf der alleinigen Grundlage einer NKA ist eine umfassende Bewertung folglich nicht möglich. Daher werden, ausgehend von den in Schritt 2 definierten Nachhaltigkeitsindikatoren, zusätzliche ökonomische, soziale und ökologische Bewertungskriterien entwickelt, die aus Sicht der Nachhaltigkeit besonders bedeutsam sind, wie z. B. Kriterien zu Wasserqualität, zum Wasserdargebot und zur regionalen Beschäftigungslage. Im Gegensatz zu den Indikatoren, die als *reine Messwerte* zu betrachten sind, sind Kriterien *wertende Maßstäbe*, die es ermöglichen, dass die

modellierten Szenarioeffekte in sinnvoll aggregierter Form einem *wertenden Vergleich* unterzogen werden können.<sup>17</sup>

Nachdem die Multikriterienmatrix (mit wahrscheinlichsten Datenwerten inklusive Schwankungsbreite) ausgefüllt ist, gehen die entsprechenden Daten in eine multikriterielle Entscheidungsanalyse (MKA) nach einem Outrankingverfahren (PROMETHEE) ein, das die unsicherheitsbedingten Schwankungsbreiten der modellierten Datenwerte explizit berücksichtigt (vgl. Drechsler 1999). In diesem Verfahren werden die Szenarien in Bezug auf jedes Kriterium paarweise miteinander verglichen und es werden Dominanzkonstellationen herausgearbeitet. Am Ende der Analyse werden die Einzelergebnisse der Kriterien aggregiert, um ein Ranking der Szenarien zu erhalten. Für diesen Aggregationsprozess ist es notwendig eine Gewichtung der Kriterien vorzunehmen. Diesbezüglich kann sehr unterschiedlich verfahren werden. Mit Hilfe einer eigens entwickelten Software können für tausend nach einem Zufallsverfahren ermittelten Gewichtungen gleichzeitig Ergebnisse berechnet werden. Auf Basis dieser Berechnungen kann eine Aussage darüber getroffen werden, wie oft ein Szenario welchen Platz im Ranking der Ergebnisse eingenommen hat. Auf diese Weise werden erste tendenzielle Ergebnisse erhalten, wenn z. B. bestimmte Szenarien nie auf dem ersten Rang gelangen oder andere immer eher vordere Plätze im Szenarienranking belegten. Es ist hingegen auch möglich, die Stakeholder und Entscheider – in einer Zusammenkunft oder in Einzelgesprächen – mit den Ergebnissen der MKA-Matrix zu konfrontieren und sie eine Kriteriengewichtung bestimmen zu lassen. Unabhängig davon, welche Verfahrensweise hinsichtlich der Gewichtung und der Einbeziehung der Stakeholder gewählt wird, können die Ergebnisse letztlich der Entscheidungsinstanz für eine Endentscheidung überlassen werden oder aber es kann ein Runder Tisch mit Vertretern aller Interessengruppen begründet werden, um eine Kompromisslösung auszuhandeln. Diese Form der MKA-Analyse wird als multikriterielle Entscheidungsunterstützung bezeichnet, da sie kein eindeutiges Ergebnis hervorbringt, sondern lediglich die Entscheidungsfindung wissenschaftlich begleitet.

Nachfolgend sollen auch zu diesem integrierten Bewertungsverfahren die Stärken und Schwächen beschrieben werden.

---

<sup>17</sup> Die Kriterien im UFZ-Projekt sind: kumulierte Nettonutzendifferenz 1993-2030, Bruttowertschöpfung 2030, Anzahl der Beschäftigten 2030, Grundwasserneubildung minus Grundwasserentnahme in 2030, mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser 2030, naturschutzfachliche Kategorien hinsichtlich der Wirkungen des Kiesabbaus auf Schutzgüter.

Folgende **Stärken** weist das vorgestellte MKA-Verfahren auf:

- Ganzheitliche Sichtweise durch die Berücksichtigung sozioökonomischer und naturwissenschaftlicher Indikatoren und Kriterien, wodurch Nachhaltigkeitsziele angemessen in die Analyse einbezogen werden können.
- Handlungsalternativen werden in einem partizipativen Prozess festgelegt. Auch Außenseitermeinungen zu relevanten Handlungsoptionen können einbezogen werden.
- Unsicherheiten über zukünftige Entwicklungen der Rahmenbedingungen und Unsicherheitsmargen bei Datenmodellierungen können durch das Verfahren explizit berücksichtigt werden.
- Das Bewertungsverfahren ermöglicht eine Entscheidung unter Transparenz, da die Handlungsalternativen von Beginn an zusammen mit den Stakeholdern ermittelt werden und die Gewichtung in der MKA für die Entscheidung am Ende nachvollziehbar ist.
- Durch den Prozess der Festlegung von verschiedenen Gewichten wird der subjektive Charakter der Entscheidung offensichtlich.
- Es besteht die Möglichkeit der Erreichung einer größeren intergenerationellen Gerechtigkeit, da ökologische und soziale Kriterien nicht diskontiert werden und zukünftigen Generationen durch Nachhaltigkeitsstandards und -kriterien erhöhte Beachtung zukommen kann.
- Die MKA-Methodik läuft immer nach demselben Schema ab und kann als standardisierbares Bewertungsinstrument verwendet werden.

Die **Schwächen** des MKA-Verfahrens lauten wie folgt:

- Das Verfahren ist zeit- und personalaufwendig und daher ist seine Anwendung nur sinnvoll in Bezug auf die Bewertung von hochrangigen Nutzungskonflikten.
- Trotz der Verwendung verschiedener Kriterien besteht am Ende ein Aggregations- und Gewichtungsproblem, das nicht gelöst, sondern nur transparent gestaltet und systematisch behandelt werden kann.
- Die Umsetzung eines hohen Partizipationsgrades ist sehr aufwendig und kann nicht immer gewährleistet werden. Im UFZ-Projekt waren Einzelgespräche mit Stakeholdern dominierend. Für spätere Anwendungen wäre es anzustreben, eine kontinuierliche Begleitung des Prozesses durch einen Runden Tisch oder ähnliche Institutionen zu institutionalisieren.
- Es wird von wissenschaftlicher Seite kein eindeutiges Ergebnis präsentiert, sondern es wird den entscheidenden Instanzen nur wissenschaftlich zugearbeitet.

- Für außenstehende Personen haben die naturwissenschaftlichen und sozioökonomischen Modelle und Prognoseverfahren einen Blackboxcharakter. Besonders der Schritt 3 des Verfahrens ist daher weniger transparent.

Es ist zu berücksichtigen, dass das integrierte Bewertungsverfahren noch in der Entwicklungs- und Erprobungsphase steckt, und dass weitere Verbesserungen und Verfeinerungen in einem Lernprozess durch weitere Anwendungen in der Zukunft wahrscheinlich sind. Nach der „Testphase“ in dem Untersuchungsraum Torgau, die zum Ende des Jahres 2000 abgeschlossen wird, ist der Einsatz des Verfahrens in zwei weiteren Projekten vorgesehen, die sich sowohl von der Größe des Untersuchungsraumes als auch von der Bedeutung der Konfliktkonstellation deutlich von der Situation im Torgauer Raum unterscheiden. Zum einen wird das Verfahren auf die Konfliktsituation in der Lausitz angewendet, wo durch die Reduzierung des Braunkohlebergbaus nicht nur die Arbeitslosigkeit in der Region enorm ansteigt, sondern auch ein Wasserverfügbarkeitsproblem für die Unterlieger der Spree entsteht, da auf Grund des ausbleibenden Tagebau-Sümpfungswassers die Wasserführung des Flusses sinken wird. Zum anderen ist es geplant, das Bewertungsverfahren für die behördliche Umsetzung der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland vorzuschlagen, da Abwägungen über Maßnahmenprogramme in Flusseinzugsgebieten notwendig werden, um die Qualitätsziele der neuen EU-Richtlinie zu erreichen (Horsch/Messner 1999). Eine wissenschaftliche Begleitforschung ist für beide Fälle erforderlich und es wird sich in der Praxis zeigen, ob sich die multikriterielle und partizipationsorientierte Bewertung bewähren wird.

## **5. Resümee: Lehren aus dem Vergleich der Bewertungsverfahren**

Die drei hier vorgestellten Verfahren zur Bewertung von Projekten und Vorhaben und den damit verbundenen Naturveränderungen unterscheiden sich in vielerlei Hinsicht sehr stark voneinander. Gleichzeitig muss aber auch berücksichtigt werden, dass diese Verfahren nicht einfach gegeneinander austauschbar sind, sondern dass sie angesichts ihrer Stärke-Schwäche-Profile für einen bestimmten Anwendungskontext besonders geeignet sind. Nichtsdestotrotz ist ihr Vergleich hilfreich, um bei der Verbesserung der einzelnen Verfahren die Stärken und Schwächen der anderen Verfahren zu berücksichtigen und möglicherweise die Einbeziehung von Teilelementen zu erwägen.

Bei dem behördlichen Zulassungsverfahren inklusive UVP wird *ein* Vorhaben in Bezug auf seine Umweltverträglichkeit geprüft, indem die Umweltwirkungen abgeschätzt und ihre Umweltverträglichkeit beurteilt wird. Sind bestimmte Umweltwirkungen, die gesetzlich nicht gewollt sind, durch Ausgleichsmaßnahmen nicht kompensierbar, wird das Vorhaben abge-



lehnt, ansonsten sollen die Auflagen der Behörde sicherstellen, dass eine Verschlechterung der Umweltqualität nicht eintritt. Wenngleich dieses Idealbild in der Realität nicht oder nur selten angetroffen wird, so muss konstatiert werden, dass der Erhalt der Umweltqualität und damit die Umsetzung des Prinzips der strengen Nachhaltigkeit<sup>18</sup> das Ziel der behördlichen Prüfung ist, und dass beurteilt wird, welche zusätzlichen Maßnahmen zum Vorhaben notwendig sind, um eine Degradierung der Natur zu verhindern. Zur Realisierung dieser Zielstellung sind weder die NKA noch das multikriterielle Bewertungsverfahren besser geeignet, da jene Verfahren den Vergleich von Alternativen zum Inhalt haben und nicht die Prüfung, ob durch *ein* Vorhaben die Umweltqualität (bzw. die menschliche Auffassung derselben) beeinträchtigt wird.

Nichtsdestotrotz wären Elemente der beiden anderen Verfahren durchaus geeignet, um das behördliche Zulassungsverfahren zu verbessern. Bisweilen werden mögliche Ausgleichsmaßnahmen mit der Begründung der Unverhältnismäßigkeit nicht als Auflagen von der Behörde auferlegt, obwohl sie aus naturwissenschaftlicher Sicht durchaus sinnvoll sind. Hier kommt in verschleierter Form das Nutzen-Kosten-Kalkül zum Einsatz, ohne es jedoch konkret anzuwenden. In solchen Fällen wäre zu erwägen, eine Nutzen-Kosten-Betrachtung tatsächlich vorzunehmen und sich auf das Ergebnis zu beziehen, anstatt sich auf ein beliebig einsetzbar erscheinendes ökonomisches Prinzip zu berufen. In Bezug auf das integrierte Bewertungsverfahren sind besonders zwei Aspekte für das behördliche Zulassungsverfahren interessant. Zum einen handelt es sich bei beiden Verfahren um multikriterielle Vorgehensweisen, wobei jedoch nur das integrierte MKA-Verfahren einen standardisierten Algorithmus zur Ergebnisfindung aufweist. Es wäre für das behördliche Verfahren im Sinne einer erhöhten Transparenz der Entscheidung wünschenswert, wenn in der Abwägung der Projektwirkungen auf die Schutzgüter (die teilweise positiv und teilweise negativ sein können) ein einheitliches Verfahren zur Gewichtung oder Abwägung der verschiedenen Effekte entwickelt würde. Zum anderen ist oben darauf hingewiesen worden, dass eine Einzelbetrachtung in vielen Fällen nicht ausreicht, sondern gerade bei Rohstoffabbauvorhaben viele Anträge gleichzeitig gestellt werden, ohne dass die Massenwirkungen der Abbautätigkeit untersucht und die Vorhaben hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen miteinander verglichen werden. Für eine Alternativbetrachtung von Vorhaben im Sinne einer vergleichenden UVP auf ROV-Ebene wäre der Einsatz des multikriteriellen integrierten Bewertungsverfahrens unter Einbeziehung geringer Modifikatio-

---

<sup>18</sup> Das *Prinzip der strengen Nachhaltigkeit* besagt, dass die Natur und ihre Leistungen intakt zu halten sind und nicht durch ökonomische Leistungen ersetzt werden können und sollen. Dagegen steht das *Prinzip der schwachen Nachhaltigkeit*, das postuliert, dass Natur und menschliches Kapital/Wissen gegeneinander substituierbar sind und lediglich die Gesamtsumme von Natur und Kapital langfristig zu erhalten ist. Vgl. dazu Daly 1990, S. 4, Pearce/Atkinson 1993, Nutzinger/Radke 1995, S. 25-26 und Messner 1999b, S. 211-212.

nen und Anpassungen gut geeignet. Sofern in Zukunft entsprechende Reformierungen des Zulassungsverfahrens in Angriff genommen werden, könnten Elemente des integrierten MKA-Verfahrens in das behördliche Zulassungsverfahren eingefügt werden.

Die Nutzen-Kosten-Analyse ist insbesondere im Rahmen der Umwelthaftung, wenn es um die Festlegung konkreter Entschädigungszahlungen geht, ein Verfahren, zu dem es keine Alternativen gibt. In seiner zweiten Hauptanwendung als Bewertungsverfahren zwischen alternativen Projektvorhaben weist es jedoch diverse Schwächen auf. Da lediglich das ökonomische Kriterium der Effizienz als Bewertungsgrundlage gewählt wird, kommen viele andere Aspekte nicht zur Geltung. Da die NKA die monetären Werte von Projektwirkungen aufaddiert und damit der ökonomische Nutzen eines Projektes die ökonomischen Nachteile hinsichtlich ökologischer Wirkungen ausgleichen kann, handelt es sich um ein Verfahren, das nach dem Prinzip der schwachen Nachhaltigkeit funktioniert. Um die Schwächen der NKA zu beheben ist es am sinnvollsten, sie als *ein* Bewertungsinstrument unter anderen zu betrachten und ihr Ergebnis in einen ganzheitlicheren Betrachtungs- und Bewertungskontext einzubetten.

Genau das wurde durch das integrierte ökologisch-ökonomische Bewertungsverfahren beabsichtigt. Aber wie bereits betont, ist das Verfahren noch in der Entwicklung befindlich und diverse Verbesserungen sind noch erforderlich. So ist z. B. zu klären, in welcher Weise es im Kontext von Nutzungskonflikten in größeren Raumeinheiten verwendet werden kann, ohne das Prinzip der Partizipation zu schwächen. Weiterhin besteht noch Forschungsbedarf in Hinblick auf die Einbeziehung sozialer Entscheidungskriterien und bezüglich der Umgehensweise mit dem Gewichtung- und Aggregationsproblem im Stadium der Endentscheidung.

Als Zusammenfassung dieser vergleichenden Betrachtung der drei vorgestellten Bewertungsverfahren kann konstatiert werden, dass alle drei Verfahren ihre Existenzberechtigung in ihrem jeweiligen Kontext besitzen, dass sie aber alle Schwächen aufweisen und noch verbesserungsbedürftig sind. Die Subjektivität der Entscheidung wurde bei allen Bewertungsverfahren deutlich und in der Reform der Verfahren sollte besonderer Wert darauf gelegt werden, die subjektiven Entscheidungsgrundlagen offenzulegen und sie einem öffentlichen Diskurs zugänglich zu machen, um auf diese Weise in einem demokratischen Prozess den gesellschaftlichen Wertewandel in die Bewertung von Naturqualitäten stets aufs Neue einzubeziehen.

## Literaturverzeichnis

- Arbeitsgruppe KABE 2000, Kiesabbau in Auen am Beispiel der Elbe (KABE): Grundlagen zur Einschätzung ihrer großräumigen ökologischen Auswirkungen, BfG-Mitteilungen der Projektgruppe Elbeökologie, Berlin und Koblenz (in Druck)
- Bateman, I.J.; Willis, K.G. 1999, Valuing Environmental Preferences – Theory and Praxis of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries, Oxford University Press, Oxford
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) 1995: Mineralische Rohstoffe – Bausteine für die Wirtschaft, Hannover
- Daly, H.E. 1990, Towards some Operational Principles of Sustainable Development, in: Ecological Economics, Vol. 2, S. 1-6.
- Dierßen, K.; Roweck, H. 1998: Bewertung im Naturschutz und in der Landschaftsplanung, in: Theobald, W. (Hg.): Integrative Umweltbewertung – Theorie und Beispiele aus der Praxis, Springer, Berlin, S. 175-192
- Dingethal, F. J.; Jürging, P.; Kaule, G.; Weinzierl, W. (Hg.) 1998, Kiesgrube und Landschaft – Handbuch über den Abbau von Sand und Kies, über Gestaltung, Rekultivierung und Renaturierung, 3. erweiterte Auflage, Donauwörth: Auer
- Drechler, M. 1999, Verfahren zur multikriteriellen Entscheidungsanalyse unter Unsicherheit, in: Horsch, H.; Ring, I. (Hg.), Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung – Nachhaltige Wasserbewirtschaftung im Elbeeinzugsgebiet, UFZ-Bericht 16/1999, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, S. 187-214
- Garrod, G.; Willis, K.G. 1999, Economic Valuation of the Environment, Edward Elgar, Cheltenham, UK und Northampton, MA, USA
- Gerken, B. 1998: Kiesabbau – und dann? Umweltinformation Niedersachsen 44, S. 48-54
- Getzner, M. 1999, Die monetäre Bewertung der Natur aus Sicht der ökologischen Ökonomie, in: Beckenbach et al. (Hg.), Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus ökologische Ökonomie, Jahrbuch Ökologische Ökonomie, Band 1, Metropolis Verlag, Marburg, S. 219-242.
- Günnewig 1993: Die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) beim Abbau von Steinen und Erden, in: Speetzen (Hg.), Rohstoffe und Umwelt, Ernst, Berlin
- Hampicke, U. 1999, Ökonomische Bewertungsgrundlagen und die Grenzen einer „Monetarisierung“ der Natur, in: Theobald, W. (Hg.): Integrative Umweltbewertung – Theorie und Beispiele aus der Praxis, Springer, Berlin, S. 95-117
- Hanley, N., Spash, C.L. 1993, Cost-Benefit Analysis and the Environment, Edward Elgar, Brookfield
- Herzog, F.; Kunze, J. 1999, Erfassung von Parametern des Landschaftswasserhaushalts, in: Horsch/Ring (Hg.), a.a.O., S. 89-108
- Horsch, H.; Ring, I. 1999, Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Torgauer Raum: Konflikte und Lösungsansätze, in: Horsch, H.; Ring, I. (Hg.), a.a.O., S. 3-28
- Horsch, H.; Ring, I. (Hg.), Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung – Nachhaltige Wasserbewirtschaftung im Elbeeinzugsgebiet, UFZ-Bericht 16/1999, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig
- Horsch, H.; Messner, F. 1999, Sozioökonomischer Forschungsbedarf im Ergebnis des Workshops „Flußeeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie“, in: Horsch, H.; Messner, F.; Kabisch, S.; Rode, M. (Hg.), Flußeeinzugsgebietsmanagement und Sozio-

- ökonomie – Konfliktbewertung und Lösungsansätze, UFZ-Bericht 30/1999, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, S. 203-214
- Klauer, B. 1999, Monetäre und materielle Verflechtungen der Wirtschaft im Altkreis Torgau, in: Horsch/Ring (Hg.), a.a.O., S. 109-128
- Klauer, B.; Messner, F.; Herzog, F. 1999, Evaluating Land-Use Management Strategies – An Integrated Ecological-Economic Decision-Making Approach, Proceedings of the Conference „Sustainable Landuse Management“ in Salza, 28.9.-1.10.1999, S. 199-210
- Knöfler (1997), Bergrecht in den neuen Bundesländern, in: Steinbruch und Sandgrube, Heft 3/1997, S. 18-20
- Lindner, W. 1994: Einfluß von (Naß-)Abgrabungen auf die Wasserwirtschaft. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- Marggraf, R. 1999, Monetäre Bewertung der Natur aus Sicht der neoklassischen Ökonomie, in: Beckenbach et al. (Hg.), Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus ökologische Ökonomik, Jahrbuch Ökologische Ökonomik, Band 1, Metropolis Verlag, Marburg, S. 189-218
- Marggraf, R., Streb, S. 1997, Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt – Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg und Berlin
- Messner, F. 1993, Kontinuität und Wandel in der Umweltpolitik der USA am Beispiel der Gesetzgebung zur Luftreinhaltung, in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Jg. 6, Heft 1, S. 67-80.
- Messner, F. 1999a, Ökologisch-ökonomische Bewertung von nicht-erneuerbaren Ressourcen einer Region dargestellt am Beispiel des Kiesabbaus im Altkreis Torgau, in: Horsch, H.; Ring, I. (Hg.), a.a.O., S. 157-186.
- Messner, F. 1999b, Nachhaltiges Wirtschaften mit nicht-erneuerbaren Ressourcen – die vier Ebenen einer nachhaltigen Materialnutzung am Beispiel von Kupfer und seinen Substituten, Peter Lang Verlag, Frankfurt/Main
- Meyerhoff, J. 1999, Die ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen und ihre Rolle im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, in: Horsch, H.; Messner, F.; Kabisch, S.; Rode, M. (Hg.), Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie – Konfliktbewertung und Lösungsansätze, UFZ-Bericht 30/1999, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, S. 87-97.
- Munda, G. 1995, Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment – Theory and Applications in Ecological Economics, Physica-Verlag, Heidelberg
- Nutzinger, Hans G.; Radke, Volker 1995, Das Konzept der nachhaltigen Wirtschaftsweise: Historische, theoretische und politische Aspekte, in: Nutzinger, Hans G. (Hg.) 1995, Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung – Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte. Marburg: Metropolis, S. 13-49.
- Pearce, D.W.; Atkinson, G.D. 1993, Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of “Weak Sustainability”, in: Ecological Economics, Vol. 8, S. 103-108.
- Stenmans, F.-J. 1994: Möglichkeiten und Grenzen der Wiederherrichtung – Gestaltungsbeispiele. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg

- Thon, E. 1994: Abgrabungen und deren Folgenutzungen. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- Schönau, M. 1995: Umweltverträglichkeitsstudie für einen geplanten Kiesabbau, in: UVP-Report, Heft 2/1995, S. 91-93
- Ueberbach, J. 1994: Inseln und Steilufer. In: Wasserwirtschaftliche und ökologische Belange bei Abgrabungen im Grundwasser. Manuskript zum DVWK-Seminar vom 22./23. November 1994 in Magdeburg
- U.S. Department of Transportation 1999, Annual Report on New Starts – Proposed Allocation of Funds for Fiscal Year 2000, Internet-Link: <http://www.fta.dot.gov/ntl/index.html>
- Zimmermann, H.-J., Gutsche, L. (1991): Multi-Criteria-Analyse – Einführung in die Theorie der Entscheidungen bei Mehrfachzielsetzungen, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York