

Kurt Jax (Hrsg.)

Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie

Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises
„Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie
vom 10.-12. März 1999
im Heinrich-Fabri-Institut
der Universität Tübingen in Blaubeuren

Sonderdruck
2001



PETER LANG

Europäischer Verlag der Wissenschaften

Zur Unterscheidung zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheit bei der Bewertung von Landschaftseingriffen

Jochen Jaeger

Akademie für Technikfolgenabschätzung, Industriestr. 5, D-70565 Stuttgart,
e-mail: jochen.jaeger@ta-akademie.de

Abstract

Contemporary effect-oriented methods of ecological risk assessment suffer from several fundamental obstacles ("*Tantalus problems*") that seem to be characteristic of the structure of environmental research in general. As a consequence, coping with uncertainties of different categories is one of the main questions in assessing and evaluating environmental interventions. Which concepts of risk or uncertainty are used in dealing with this difficulty in practice? In order to answer this question, I have conducted a series of qualitative interviews with experts from traffic engineering, nature conservation, and landscape planning about environmental interventions contributing to landscape fragmentation. The analysis of the interviews leads to six distinct approaches of coping with uncertainties in practice. Each approach combines elements of a rigid *precautionary principle* ("avoid uncertain, but potentially destructive, outcomes") with elements of a – likewise rigid – *proof-first principle* ("avoid unnecessary opportunity costs of prophylactic measures") in a specific way. The results of the interviews reveal a significant gap within the spectrum of notions of risk and uncertainty between "appreciable risks" and "complete ignorance". This gap contains, for example, cumulative impacts or effects on metapopulation dynamics. Several interviewees, however, depreciate these effects as "speculations" and, consequently, as "irrelevant" for environmental decisionmaking. Others assess them as noteworthy and think that they should be considered in the decisionmaking process (but report that, normally, they are disregarded).

These findings demonstrate the need for a careful and solid distinction between different types of uncertainty. Furthermore, the effect-oriented methods of risk assessment have to be complemented by a concept of environmental threat that is based on the quality of the interventions and on the conditions for future damages rather than on the potential effects. Eventually, this paper introduces the distinction of the notions "risk factor" and "threat factor".

Keywords: *risk, uncertainty, indeterminacy, threat factor, Tantalus problems, expert interviews*

Schlüsselwörter: *Risiko, Ungewißheit, Unbestimmtheit, Gefährdungsfaktor, Tantalusprobleme, Expertenbefragung*

1 Einleitung und Überblick

Entscheidungen über künftige Umwelteingriffe müssen in der Regel getroffen werden, ohne daß die Eingriffsfolgen vollständig bekannt sind: Sie sind Entscheidungen unter Unsicherheit. Von solchen Unsicherheiten sind alle Ebenen – von der Raumplanung bis hin zur Beurteilung von Einzeleingriffen – betroffen. Die Ökologie ist seitens der Wissenschaft die wichtigste Kooperationspartnerin der Planenden, um die Entscheidungs- und Planungsgrundlagen zu erstellen. Daher stellt sich für die Ökologie nicht nur die Aufgabe, die Ursachen von Umweltveränderungen zu analysieren und die Umweltfolgen von geplanten Eingriffen – soweit möglich – zu prognostizieren, sondern auch, die verbleibenden Unsicherheiten abzuschätzen und neue, verbesserte tragfähige Kriterien und Indikatoren für die Umweltverträglichkeit von Ein-

griffen zu entwickeln und zu begründen. Diese Aufgabe beinhaltet die Fragen, welche Kriterien und Indikatoren angesichts von kaum prognostizierbaren Folgewirkungen zur Bewertung geeignet sind, ob sie den intendierten Aussagebereich erwartungsgemäß abdecken (auch hinsichtlich der Zielnormen) und wie die dafür benötigten Daten gewonnen werden können.

Der vorliegende Beitrag befaßt sich mit der empirischen Fragestellung, welche Unsicherheitssituationen in der Praxis der Abwägung über landschaftszerschneidende Eingriffe unterschieden werden und welche Strategien des Umgangs mit Unsicherheit angewendet werden. Hierzu habe ich eine Reihe von qualitativen Interviews durchgeführt, deren Ergebnisse die Grundlage dieses Beitrags bilden. Zunächst fasse ich die Kritikpunkte an der Wirkungsorientierung des Risikobegriffs zu sechs „Tantalusproblemen“ zusammen und gehe auf die Unterschiede zwischen Risiko und Ungewißheit ein (Abschnitt 2). Die empirischen Ergebnisse der Interviews stelle ich in den Abschnitten 3 und 4 vor. Die Diskussion der „Tantalusprobleme“ und der Interviewergebnisse zeigt die Notwendigkeit, zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheit zu unterscheiden und jeweils passende Konzepte für den Umgang mit ihnen anzuwenden. Hierzu zählt insbesondere das Konzept der Umweltgefährdung (Abschnitt 5). Abschließend schlage ich eine Unterscheidung der Begriffe „Riskofaktor“ und „Gefährdungsfaktor“ vor.

2 Die Anforderungen des Risikobegriffs sind nur partiell erfüllbar

2.1 Grundsätzliche Hindernisse bei der Wirkungsanalyse: die „Tantalusprobleme“

Mehrere grundlegende Schwierigkeiten behindern die Erstellung von Wirkungsanalysen und stellen die tiefere Ursache für verbleibende Unsicherheiten in der Prognose von Eingriffserfolgen dar. Ich nenne sie „Tantalusprobleme“ (Tab. 1). Die Bezeichnung soll darauf hindeuten, daß sich diese Probleme einem direkten und endgültigen Lösungszugriff stets entziehen – wie sich das Wasser und die Früchte dem Tantalus entziehen, wenn er seine Hand nach ihnen ausstreckt. Sie können geradezu als kennzeichnend für die Struktur umweltwissenschaftlicher Fragestellungen gelten. Die „Tantalusprobleme“ müssen immer wieder neu im jeweiligen Forschungszusammenhang bearbeitet und bewältigt (oder umgangen) werden. Die Vorstellung, diese Probleme – ausgehend von ihrer Bewältigung in konkreten Einzelfällen – in allgemeiner Form zu erfassen und eine generelle Methode zu ihrer Lösung zu entwickeln, bleibt eine Illusion. Beispielsweise kann man untersuchen, wie einzelne Stoffe in einem bestimmten Boden einsickern, für andere Stoffe und andere Böden (mit anderer Schichtung) kommen jedoch immer wieder andere Größen ins Spiel. Eine allgemein gültige Theorie mit wenigen Parametern, die alle Böden und alle Stoffe beschreiben, bleibt letztlich unerreichbar (vgl. hierzu FLURY et al. 1994 und FLURY 1996; für den Hinweis auf dieses Beispiel danke ich Holger Hoffmann-Riem, Zürich).

Ein weiteres Beispiel, welches die Auswirkung der „Tantalusprobleme“ illustriert, ist die Diskussion um den Stabilitätsbegriff in der Ökologie (vgl. z.B. GRIMM 1994, GRIMM et al. 1992). Das Sukzessionsproblem, das Abgrenzbarkeitsproblem und die Überkomplexität von Ökosystemen verhindern eine allgemeine Lösung der Frage, welche Größen und Zusammenhänge für die Stabilität und Belastbarkeit eines Ökosystems verantwortlich sind. Diese Frage muß immer wieder neu für den einzelnen Fall bearbeitet werden. Dabei muß auch eine Antwort auf das Abgrenzbarkeitsproblem gegeben werden, denn ohne gewisse Grenzziehungen wäre eine Unterscheidung von inneren Wirkmechanismen und äußeren (Stör-)Einflüssen kaum möglich, und viele wesentliche Begriffe – wie Stabilität, Elastizität und Resilienz – ließen sich nicht anwenden. Es kann daher letztlich nicht darum gehen, die „Tantalus-

probleme“ grundlegend zu lösen, sondern nur darum, einen angemessenen Umgang mit ihnen zu finden. (Wesentliche Aspekte der „Tantalusprobleme“ diskutiert GORKE 1999: 27ff im Kapitel „Prinzipielle Grenzen der Ökologie“ unter den Stichworten „Komplexität“, „Nicht-linearität“, „Abgrenzung“, „Störung und Meßwertverfälschung“, „Einzigartigkeit und Verallgemeinerung“ sowie „Qualität und Quantität“.)

Tab. 1: Probleme in der Ökologie, welche die Durchführung von Wirkungsanalysen für Umwelteingriffe erheblich erschweren können: „Tantalusprobleme“ (aus JAEGER 1998).

<i>Bezeichnung</i>	<i>Kurzbeschreibung / Kennzeichen</i>	<i>Beispiel</i>
Überkomplexität von Ökosystemen	Unmöglichkeit einer vollständigen Erfassung der Wirkmechanismen in Ökosystemen (und ihrer möglichen Reaktionen auf Einwirkungen) durch eine endliche Zahl von Größen	Waldökosysteme und ihre Reaktionen auf Stoffeinträge
Abgrenzbarkeitsproblem	Da sich Ökosysteme nicht wie Organismen selbst von ihrer Umgebung abgrenzen, ist nicht klar, wie sie räumlich, zeitlich und funktional abzugrenzen sind.	Unterteilung einer Landschaft in eine Vielzahl einzelner Ökosysteme
Zeitmaßproblem (Problem der langen Reaktionszeiten)	Die Akkumulations-, Latenz- und Reaktionszeiten von Ökosystemen sind sehr lang, so daß sich Wirkungen nacheinander erfolgter Eingriffe überlagern und zudem in zeitlich eng befristeten Studien nicht erfaßt werden können.	Reaktion von Wäldern auf höhere Durchschnittstemperaturen und höhere CO ₂ -Konzentration, Akkumulation von Stoffen in Böden, Bodenneubildung
Zurichtbarkeitsproblem	Unmöglichkeit einer (auf Reproduzierbarkeit abzielenden) experimentellen Zurichtung und Beherrschung von Ökosystemen	Experimente mit der Evolution von Arten, Klimalexperimente
Sukzessionsproblem	Da sich viele Ökosysteme ständig dynamisch weiterentwickeln, besteht eine Vielzahl zukünftiger Möglichkeiten. Gleichgewichtsvorstellungen haben deshalb nur für kurze Zeiträume Gültigkeit, und es können keine längeren Relaxationszeiten für äußere Eingriffe bestimmt werden. Ein Vergleich damit, welche Dynamik sich ohne den Eingriff ergeben hätte, ist meist nicht möglich.	Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen, Entwicklung von Bergbaufolgelandschaften
Wahrnehmbarkeitsproblem	Unmöglichkeit einer direkten sinnlichen Wahrnehmung von Umweltveränderungen (z.B. bei sinnlich nicht feststellbaren Stoffeinträgen oder bei schleichenden Umweltveränderungen)	Stickstoffdepositionen, Hormone im Wasser, Artenrückgang, Radioaktivität, elektromagnetische Felder

Das wohl gravierendste „Tantalusproblem“ ist die *Überkomplexität* von Ökosystemen (BERG & SCHERINGER 1994, SCHERINGER 1999: 28ff): Es ist im allgemeinen nicht möglich, Ökosysteme in der Komplexität ihrer Wirkmechanismen durch eine endliche Zahl von Beschreibungsgrößen vollständig zu erfassen. Dies gilt insbesondere für die verschiedenen Reaktionsmöglichkeiten von Ökosystemen auf die Vielzahl potenzieller Einwirkungen, z.B. der mehr als 100 000 chemischen Stoffe, die weltweit im Handel sind (vgl. z.B. KLASCHKA et al. 1997), und ihrer Kombinationen. Stets besteht die Gefahr, daß eine Größe außer acht gelassen wurde, welche für das Reaktionsverhalten des Systems auf eine neue Substanz relevant ist. (BERG & SCHERINGER 1994 verstehen das Abgrenzbarkeitsproblem als Teil des Über-

komplexitätsproblems. Sie untersuchen außerdem das Problem der *normativen Unbestimmtheit* von Umweltveränderungen als Ursache von Bewertungsschwierigkeiten.) Gleichzeitig führt die Ausdifferenzierung und „Überspezialisierung“ der Wissenschaft zu einer unüberschaubaren Zahl konditionaler, zusammenhangloser Detaillerggebnisse und dadurch zu einer „Überkomplexität des Hypothesenwissens“ (BECK 1986: 256). Von einer solchen eng spezialisierten und fragmentierten Wissenschaft kann demnach ebenfalls kaum eine Antwort auf die Frage nach den relevanten Zusammenhängen für das Reaktionsverhalten des gesamten betrachteten Systems erwartet werden.

2.2 Unterscheidung von Risiko und Ungewißheit

Die „Tantalusprobleme“ und die daraus resultierenden Prognoseschwierigkeiten haben zur Konsequenz, daß eine Bewertung von geplanten Umwelteingriffen aufgrund der Art und Stärke der möglichen Folgewirkungen oftmals nicht erfolgreich durchführbar ist: In der Regel bestehen signifikante Wissenslücken darüber, *welche Folgewirkungen* möglich sind und *mit welchen Wahrscheinlichkeiten* mögliche Folgen eintreten werden. Der etablierte – wirkungsorientierte – Risikobegriff setzt jedoch genau dieses Wissen voraus. Daher ist der Begriff des Risikos für viele Entscheidungs- und Beurteilungssituationen in den Umweltwissenschaften nicht adäquat (JAEGER 2000a), und es stellt sich die Frage, durch welchen *anderen* Unsicherheitsbegriff diese Situationen angemessen beschrieben werden können.

In der allgemeinsten Bedeutung bezeichnet „Risiko“ die Möglichkeit zukünftiger Schadensereignisse. Gelegentlich umfaßt die Definition auch positive Folgen, so z.B. bei O. RENN (1981: 62): „Risiko ist die Wahrscheinlichkeit von negativen oder positiven Konsequenzen, die sich aus der Realisation eines Ereignisses oder einer Handlung ergeben können.“ In verschiedenen Disziplinen werden zum Teil unterschiedliche Schwerpunkte in der Betrachtung von Risiken gesetzt oder sogar unterschiedliche Risikobegriffe verwendet (vgl. z.B. die Übersicht bei RENN 1992). In der Entscheidungstheorie ist es üblich, eine Situation nur dann als „Risiko“ zu bezeichnen, wenn die möglichen negativ oder positiv bewerteten Folgen von Handlungsoptionen und die Wahrscheinlichkeiten ihres Eintretens bekannt oder zumindest abschätzbar sind. Hiervon unterscheidet sich die Situation der *Ungewißheit* (*uncertainty*), in der keine oder nur unzureichende Angaben über die potenziellen Schäden oder ihre Eintrittswahrscheinlichkeiten verfügbar sind (Tab. 2). Diese Unterscheidung gilt als grundlegend für die Entscheidungstheorie (HARGREAVES HEAP et al. 1992: 349f), sie wird bereits bei J.M. KEYNES (1921) und F. KNIGHT (1921) hervorgehoben. Innerhalb von Ungewißheit kann weiter differenziert werden zwischen *Unsicherheit im engeren Sinne* (d.h. wenn nur die möglichen Schadenshöhen bekannt sind) und *Unbestimmtheit* (d.h. wenn nicht einmal über den Umfang der potenziellen Schäden ausreichende Angaben vorliegen). Zwischen Unsicherheit i.e.S. und Risiko besteht ein kontinuierlicher Übergang in Abhängigkeit von der Größe der Intervalle, wie genau die Wahrscheinlichkeiten der potenziellen Schadensereignisse bekannt sind (*Abschätzungssicherheit*). Die Einteilung von Tabelle 2 ist etwas grundlegend anderes als eine Klassifikation der verschiedenen *Quellen* von Unsicherheiten, wie sie beispielsweise SCHOLLES (1997: 15ff) vornimmt (Modellstrukturfehler, natürliche Varianz, Meßfehler, Schätzfehler etc.).

Ungewißheit ist kennzeichnend für Situationen mit unbekanntem oder intrinsisch unsicherem Ereignisraum. Dies kann dadurch begründet sein, daß die Wissensbasis über die relevanten Prozesse (noch) nicht ausreicht oder daß die Prozesse selbst nicht prognostizierbar sind, etwa weil es sich um offene Systeme oder um Systeme mit chaotischem Verhalten handelt (vgl. HÄFELE et al. 1990). Zur Kategorie der Unbestimmtheit gehört beispielsweise der Klima-

wandel, dessen Folgen aus einer Vielzahl von Gründen nicht absehbar sind (DÜRRENBREGER 1994). Ein Beispiel für Unsicherheit i.e.S. ist die Frage, an welchem Punkt eine kontinuierlich zunehmende Landschaftszerschneidung zum Zusammenbruch einer Metapopulation führen wird.

Tab. 2: Unterscheidung verschiedener Formen von Unsicherheit (Darstellung nach DÜRRENBREGER 1994).

	Form der Unsicherheit		
	Risiko	Ungewißheit	
		Unsicherheit i.e.S.	Unbestimmtheit
mögliche Schadensereignisse	<i>bekannt</i>	<i>bekannt</i>	<i>unbekannt</i>
Eintrittswahrscheinlichkeiten	<i>bekannt</i>	<i>unbekannt</i>	<i>unbekannt</i>

Manche Autoren verwenden einen viel breiteren Risikobegriff als in der Entscheidungstheorie üblich und verstehen den Grad der Unbekanntheit oder Nichtbestimmbarkeit der Eintrittswahrscheinlichkeiten oder der Handlungsfolgen als ein *Attribut* (d.h. als eine mögliche Eigenschaft) von Risiken, so z.B. H. KUNREUTHER (1992: 307–310): „ambiguities associated with the chances of an event and/or its consequences“. Folgerichtig hebt KUNREUTHER hervor, daß die Ausprägung dieses Attributes das Entscheidungsverhalten von Menschen beeinflußt (vgl. auch ELLSBERG 1961). Daneben stiften die unterschiedlichen Bezeichnungen Verwirrung, die sich für die Unterscheidung von Risiko und Ungewißheit, Unsicherheit i.e.S. und Unbestimmtheit in der Literatur finden (vgl. die Zusammenstellung in JAEGER 1999: 48).

Im Aufgabenbereich der Umweltwissenschaften und insbesondere der Ökologie können alle diese verschiedenen Formen von Unsicherheit aus Tabelle 2 gleichzeitig auftreten, so daß die Begriffsvielfalt leicht zu Unklarheiten führt (vgl. auch BRECKLING & MÜLLER 2000). Daß insbesondere auch Situationen von *Ungewißheit* auftreten, wird bei der Rede von „ökologischen Risiken“ oft nicht genug deutlich. „Ökologische Risiken“ sollen die Möglichkeit zukünftiger ökologischer Schäden bezeichnen. Um ökologische Risiken als „Risiken“ genauer zu bestimmen, müßte zunächst Einigung darüber erzielt werden, welche Umweltveränderungen als „Schäden“ oder „Beeinträchtigungen“ angesehen, d.h. als negativ bewertet werden sollen (zum Schadensbegriff vgl. BERG et al. 1994). Anschließend bedarf es einer Wirkungsanalyse, d.h. einer Untersuchung, welche Einwirkungen bei welchen Intensitäten mit welchen Wahrscheinlichkeiten zu welchen Auswirkungen führen werden. Die *ökologische Risikoanalyse* nach BACHFISCHER (1978) ersetzt die Zerlegung

$$\text{Risiko } R = \text{Schadensausmaß } A * \text{Eintrittswahrscheinlichkeit } W$$

durch die alternative Zerlegung

$$\text{Risiko der Beeinträchtigung} = \text{Beeinträchtigungsintensität} \\ * \text{Beeinträchtigungsempfindlichkeit.}$$

Beide Risikobegriffe sind wirkungsorientiert definiert, d.h. auch der Begriff des „ökologischen Risikos“ löst die mit der Wirkungsorientierung verbundenen Probleme nicht (vgl. auch EBERLE 1984, JAEGER 2000a). Vielmehr führt die Erstellung von Planungs- und Entscheidungsgrundlagen eher in Ungewißheits- als in Risiko-Situationen. Dies schlägt sich unter

anderem darin nieder, daß „ökologische Risiken“ in der Regel als nicht versicherbar angesehen werden (HELTEN 1991).

3 Empirisch ermittelte Positionen zum Umgang mit Unsicherheiten

Wie wird mit den verbleibenden Ungewißheiten heute in der Praxis umgegangen, wenn die Risikokomponenten A und W nicht hinreichend bekannt oder nicht zugänglich sind? Zur Bearbeitung dieser Frage habe ich im Rahmen meiner Dissertation Expertinnen und Experten aus unterschiedlichen gesellschaftlichen Interessen- bzw. Berufsgruppen befragt, wie sie die Landschaftszerschneidung als Umweltproblem bewerten. Die Ergebnisse aus der Befragung habe ich mit quantitativen Methoden zur Erfassung der Zerschneidung verbunden, um Kriterien und Indikatoren für die Beurteilung der Erheblichkeit landschaftszerschneidender Eingriffe zu entwickeln (JAEGER 1999; erste Ergebnisse aus dem quantitativ-naturwissenschaftlichen Teil auch in MÜLLER et al. 1998 und JAEGER 2000b). Dieses Vorgehen kann als „transdisziplinär“ bezeichnet werden. (Zu den Unterschieden zwischen multi-, inter- und transdisziplinären Forschungsprojekten vgl. JAEGER & SCHERINGER 1998.)

Die Befragung erfolgte in vierzehn zwei- bis dreistündigen qualitativen Interviews in Süddeutschland. Die befragten Expertinnen und Experten lassen sich den drei Gruppen

- (Ns) Naturschutz,
- (Vp) Verkehrsplanung,
- (Lp) Landschaftsplanung u.a.

zuordnen (Gruppe „Lp“ enthält auch zwei Befragte aus dem Tätigkeitsfeld Planfeststellung bzw. freies Planungsbüro). Die Befragten sind in ihrer jeweiligen Gruppe beruflich tätig; insbesondere wurden keine nur ehrenamtlich im Naturschutz engagierten Personen befragt. Die Interviews hatten die berufliche, fachliche Sichtweise der Befragten zum Inhalt.

Im Interviewabschnitt zum Umgang mit verbleibenden Unsicherheiten standen drei Fragen im Vordergrund:

- (1) Welche unterschiedlichen *Kategorien von Unsicherheit* wenden die Befragten an?
- (2) Welche *Stellung* haben Unsicherheiten aus Sicht der Befragten in der Abwägung über den Eingriff?
- (3) Welche unterschiedlichen *Strategien* zum Umgang mit Unsicherheiten lassen sich aus den Aussagen der Befragten rekonstruieren?

Die Fragen beziehen sich auf die nach der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) verbleibenden Unsicherheiten, d.h. die Durchführung der üblichen UVS-Routine wurde vorausgesetzt. Die auf Grundlage der UVS erfolgende Abwägung über den Eingriff betrifft im allgemeinen drei Punkte, nach denen die Befragten ihre Aussagen gegebenenfalls differenzieren konnten: (a) den Umfang der Ausgleichsmaßnahmen, (b) den Variantenvergleich sowie (c) die grundsätzliche Entscheidung, ob der Eingriff überhaupt durchgeführt werden soll („Nullvariante“). Einige Befragte wiesen darauf hin, daß wegen der gestaffelten Planungsphasen die Frage (c), ob der Eingriff überhaupt durchgeführt wird, zum Zeitpunkt der UVS kaum noch zur Diskussion stehe. Diese Frage werde in der Regel zu einem viel früheren Zeitpunkt (vor-)entschieden. Daher beziehen sich die Interviewergebnisse überwiegend auf die Bestimmung des Ausgleichs und den Variantenvergleich.

Im folgenden gebe ich einen Überblick über die Aussagen der Befragten zur Frage nach dem Umgang mit Unsicherheiten. Auf dieser Grundlage beantworte ich anschließend die drei Fragen (1) bis (3).

Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Aussagen der Befragten zeigen sich bereits bezüglich der Frage, wie umfangreich und wie relevant die (nach Durchführung der UVS) noch bestehenden Unsicherheiten sind. Die Vorschläge für den Umgang mit diesen Unsicherheiten lassen sich in einem ersten Schritt grob zwischen zwei Extremstandpunkten einordnen: einem Vorsorgeprinzip, das jegliche Handlungen mit Unsicherheit über die Folgen zu vermeiden fordert (*precautionary principle*), und einem Beweispflichtprinzip, welches behauptet, daß die Kosten für die Vermeidung von Unsicherheiten und das Sich-entgehen-lassen von Chancen nur durch den sicheren Nachweis negativer Folgen gerechtfertigt werden

Tab. 3: Empirisch ermittelte Positionen zum Umgang mit Unsicherheiten in der Abwägung über landschaftszerschneidende Eingriffe (Kurzbeschreibungen).

<p>Position A („<i>Unsicherheiten sind marginal</i>“): Die nach der UVS verbleibenden Ungewißheiten sind marginal und mit Sicherheit nicht entscheidungsrelevant. Sie können daher vernachlässigt werden.</p>
<p>Position B („<i>offen für Hinweise</i>“): Die Planung sollte offen sein für plausible Hinweise auf Besonderheiten eines Gebiets; solche Hinweise sollten in einer Zusatzuntersuchung überprüft werden. Gehen keine Hinweise ein, so reicht eine grobe Einschätzung der Wertigkeit der Landschaft aus.</p>
<p>Position C („<i>zuerst Grundlagen erforschen</i>“): Ungewißheiten über naturwissenschaftliche Zusammenhänge sind nicht handhabbar. Sie müssen zunächst erforscht werden. Die Ergebnisse können dann zu neuen Regelungen für die Routineuntersuchungen führen (z.B. Verbesserung der Indikatoren).</p>
<p>Position D („<i>differenzierte Behandlung</i>“): Für die verbleibenden Unsicherheiten muß <i>je nach der Art und Schwere der vermuteten Risiken</i> eine Kombination aus weiterer Untersuchung, Kompensation hypothetischer Schäden durch zusätzlichen Ausgleich, Nachbeobachtung und Inkaufnahme gefunden werden.</p>
<p>Position E („<i>differenzierte Behandlung und Erforschung</i>“): Je nach Schwere der vermuteten Risiken muß unterschiedlich gehandelt werden; unbekannte Wirkungszusammenhänge sollten getrennt erforscht werden, um die Erhebungsmethoden zur UVS zu verbessern. (D.h. Verbindung der Positionen C und D).</p>
<p>Position F („<i>Vollzugsdefizit liegt woanders</i>“): Die wesentlichen Vollzugsdefizite des Naturschutzgesetzes liegen im Bereich der <i>bekannt</i>en Folgen und weniger im Bereich der Unsicherheiten. Daher ist es wichtiger, sich für die Aushandlung eines angemessenen Ausgleichs für die bekannten Folgen zu engagieren, als sich darüber hinaus noch mit den Unsicherheiten zu befassen.</p>

können (*proof-first principle*, vgl. z.B. RAYNER 1992: 109). Die genauere Analyse des Interviewmaterials resultiert in der Unterscheidung von sechs idealtypischen Standpunkten (zur Methode vgl. LAMNEK 1989, MEUSER & NAGEL 1991, FLICK 1995). In Tabelle 3 sind Kurzbeschreibungen dieser Standpunkte zusammengestellt.

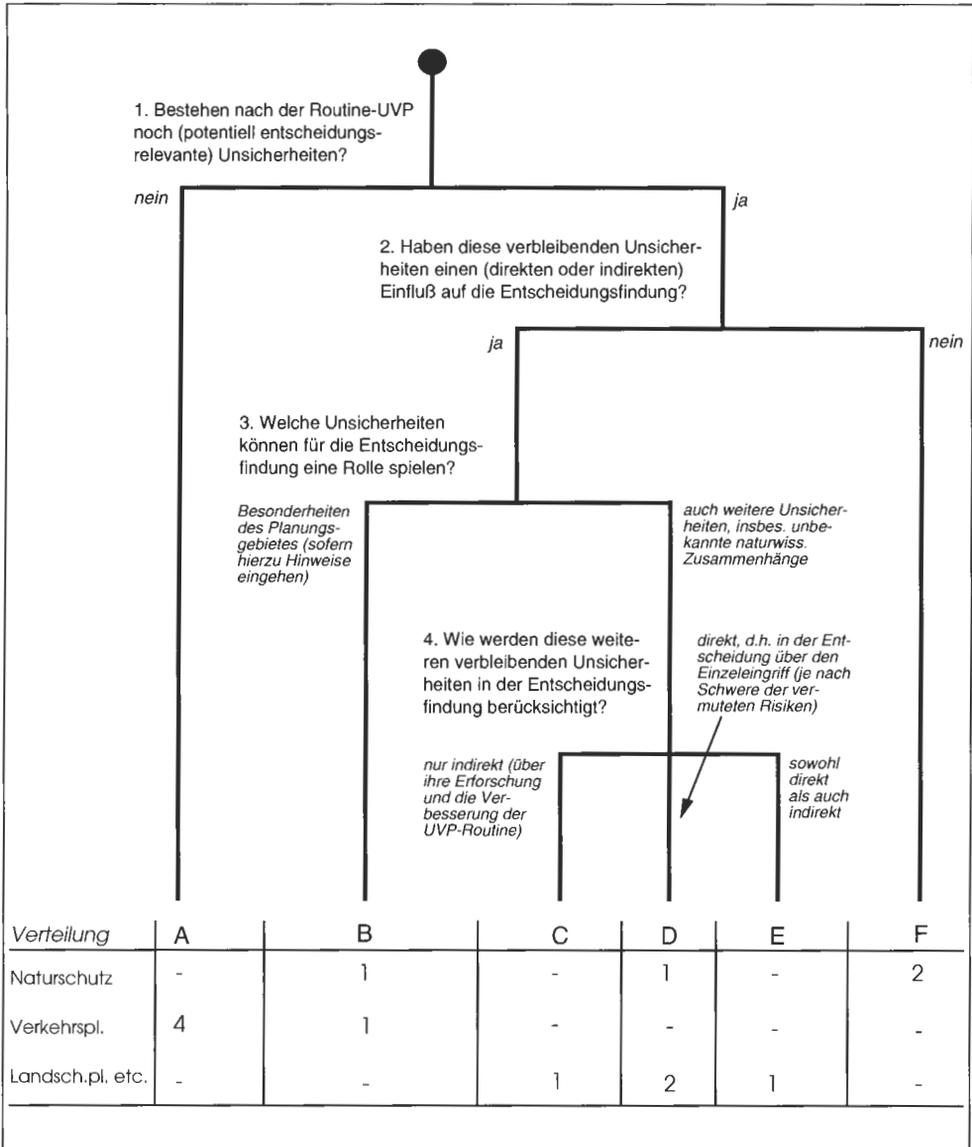


Abb. 1: Darstellung der Unterschiede, die zwischen den empirisch ermittelten Positionen zum Umgang mit Unsicherheiten bestehen, anhand von vier Fragen und Verteilung der Positionen in den drei Befragtengruppen (Fallzahlen). (Die Fragen wurden in dieser Form nicht in den Interviews gestellt, sondern aus den Positionen rekonstruiert. – Für die Anregung, die Unterschiede zwischen den Positionen in einem Entscheidungsbaum darzustellen, danke ich Thomas Schmitt, Mainz.)

Abbildung 1 verdeutlicht die Unterschiede zwischen den Positionen anhand von vier Fragen, welche durch die sechs Standpunkte unterschiedlich beantwortet werden. Die Zuordnung der Aussagen zu den idealtypischen Standpunkten ist zum Teil nur schwerpunktmäßig möglich, d.h. sie richtet sich nach den Aspekten, denen die Befragten das größte Gewicht beimessen: Drei Befragte können nur tendenziell zugeordnet werden, da ihre Aussagen Anteile von mehreren Positionen enthalten (dies betrifft zwei Befragte aus der Gruppe „Naturschutz“ in den Positionen B und D sowie eine Person aus der Gruppe „Landschaftsplanung“ in Position D). Darüberhinaus sind die Aussagen einer Person aus der Gruppe „Naturschutz“ so allgemein gehalten, daß keine Richtung für oder gegen eine der sechs Positionen erkennbar ist.

Insgesamt zeichnen sich folgende Tendenzen ab, welche Standpunkte innerhalb der drei Gruppen bevorzugt eingenommen werden:

- In Position A („*Unsicherheiten sind marginal*“) sind ausschließlich Befragte aus dem Bereich „Verkehrsplanung“ vertreten. Zwischen der Gruppe „Verkehrsplanung“ und den beiden anderen Gruppen bestehen zudem kaum Überschneidungen.
- In der Gruppe „Naturschutz“ liegt ein Schwerpunkt auf Position F („*Vollzugsdefizit liegt woanders*“) und ein zweiter Schwerpunkt auf der Berücksichtigung von Unsicherheiten je nach der Schwere der vermuteten Risiken und der Plausibilität der eingehenden Hinweise auf Besonderheiten des Planungsgebietes. Auffällig ist die Nähe der – ausschließlich von Befragten aus dem Naturschutz vertretenen – Position F zur Position A durch die Übereinstimmung in der Aussage, daß Unsicherheiten bei der Abwägung in der Praxis keine Rolle spielen. Diese Aussage erfolgt allerdings mit unterschiedlichen Begründungen und auf Grundlage sehr unterschiedlicher Zielvorstellungen. Dies deutet auf den Konflikt zwischen Verkehrsplanung und Naturschutz hin, in welchem für die Befragten die Auseinandersetzung um die bekannten Folgen und ihre Bewertung sowie um den Vollzug des Naturschutzgesetzes im Vordergrund steht.
- Im Unterschied zu den beiden Gruppen „Naturschutz“ und „Verkehrsplanung“ liegt das Schwergewicht in der Gruppe „Landschaftsplanung“ darauf, im Prinzip auch weitere Unsicherheiten (d.h. außer der Berücksichtigung von eingehenden Hinweisen auf Besonderheiten des Planungsgebietes) mehr oder weniger stark einzubeziehen, sofern die vermuteten Risiken als potenziell entscheidungsrelevant erscheinen.

Die Befragten aus den Positionen B bis E nennen mehrere Beispiele, in denen Unsicherheiten bestehen, welche sie aber nur zum Teil für entscheidungsrelevant einstufen. Diese Beispiele lassen sich zu sechs Unsicherheitsbereichen zusammenfassen:

1. Wertigkeit der Landschaft (umfaßt Kenntnis des Arteninventars, des ökologischen Entwicklungspotentials und der Schutzwürdigkeit der Landschaft),
2. naturwissenschaftliche Zusammenhänge,
3. Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen,
4. Summenwirkungen,
5. Unfallszenarien,
6. Monetarisierung der (potenziellen) Schäden in der Kosten–Nutzen-Kalkulation.

Die Vorschläge der Befragten, wie mit diesen Unsicherheiten heute umgegangen wird (und zum Teil auch Vorschläge, wie mit ihnen umgegangen werden sollte), entsprechen vier verschiedenen Handlungsstrategien:

1. Klärung und/oder Beobachtung (z.B. plausiblen Hinweisen nachgehen, ggfs. nachuntersuchen),
2. Berücksichtigung ohne weite Klärung (z.B. mehr Ausgleich vorsehen),
3. Vernachlässigung (z.B. in Kauf nehmen, da nicht entscheidungsrelevant),
4. Mischung aus 1), 2) und 3) je nach Höhe der vermuteten Risiken.

Die deutlich überwiegende Zahl der Nennungen (37 von insgesamt 50) bezieht sich auf den ersten Bereich („Wertigkeit der Landschaft“), während die Zahl der Vorschläge in den Unsicherheitsbereichen „naturwissenschaftliche Zusammenhänge“, „Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen“ und „Summenwirkungen“ erheblich abnimmt. Anhand der Übersicht von Tabelle 4 können die unterschiedlichen Strategien im Umgang mit Unsicherheit zwischen den sechs Positionen A bis F verdeutlicht werden: Den vier Handlungsstrategien lassen sich die Positionen zuordnen, wie es Tabelle 4 zeigt. Auf der Grundlage dieser Typenbildung können im folgenden Abschnitt die zu Beginn von Abschnitt 3 gestellten Fragen beantwortet werden.

Tab. 4: Zuordnung der sechs Positionen A bis F zu den bevorzugten Handlungsstrategien zum Umgang mit Unsicherheiten. (Die Zuordnung zeigt, wo die Schwerpunkte der Positionen liegen. Daß die Befragten zum Teil auch zu anderen Feldern in der Tabelle Maßnahmen vorgeschlagen haben, wird durch die Punkte "•" angedeutet.)

<i>Handlungsstrategie</i>	<i>Bereich der Unsicherheiten</i>			
	1. Wertigkeit der Landschaft	2. naturwiss. Zu- sammenhänge	3. Erfolg von Aus- gleichsmaßnahmen	4. Summen- wirkungen
1) Klärung und/oder Beobachtung	B („offen für Hin- weise“)	C („zuerst Grund- lagen erforschen“) E („differenzierte Behandlung und Erforschung“)	•	•
2) Berücksichtigung (auch ohne weitere Klärung)	•	•	•	—
3) Vernachlässigung	A („Unsicherhei- ten sind margi- nal“) F („Vollzugsdefizit liegt woanders“)	—	—	•
4) Mischung aus 1), 2) und 3) je nach Höhe der vermuteten Risiken	D („differenzierte Behandlung“) E („differenzierte Behandlung und Erforschung“)	—	—	—

4 Ergebnis: Ungewißheiten werden beiseite gelegt

Als ein erster Schritt zur Beantwortung der Frage nach den in der Praxis unterschiedenen Arten von Unsicherheit läßt sich in den Aussagen der Befragten erkennen, daß sie insgesamt drei Gruppen von mit Unsicherheit behafteten Folgen unterscheiden:

- a) völlig unabsehbare, ungeahnte Folgen,
- b) unsichere, hypothetische Folgen, deren Abklärung keinerlei Relevanz für die Abwägung hätte,
- c) unsichere, aber mehr oder weniger plausible Folgen, die abgeklärt werden sollten.

Die Befragten treffen die Unterscheidungen zwischen diesen drei Arten unsicherer Folgen danach, ob die Folgen bereits bei früheren Eingriffen festgestellt wurden, ob sie auch für den geplanten Eingriff plausibel vorstellbar sind und welches Ausmaß sie haben können. (Bei früheren Eingriffen bisher nicht festgestellte Folgen werden nicht berücksichtigt – auch wenn sie vielleicht eingetreten sind.) Aufgrund dieser Einteilung unsicherer Folgen werden die möglichen Wirkungsbereiche des Eingriffs beurteilt. Die Beurteilung erfolgt also *wirkungsorientiert*, d.h. anhand des Kriteriums der Höhe der Schäden, deren Eintritt plausibel möglich erscheint. Wirkungsbereiche, in denen die Folgen nicht im einzelnen konkretisiert und plausibel gemacht werden können und das Ausmaß der Folgen daher nicht abschätzbar ist, können in dieser Einteilung allerdings *nicht* zugeordnet werden. Diese Bereiche fallen durch das Schema, das heißt, es besteht eine Lücke im Spektrum der verwendeten begrifflichen Kategorien. Sie lassen sich weder in Gruppe a), noch in b) oder c) einordnen. Jede Zuordnung würde eine Aussage über ihre Auswirkungen implizieren, die jedoch nicht begründet getroffen werden kann. Falls sie beispielsweise der Gruppe a) zugeschlagen würden, implizierte dies, daß ihre Folgen völlig unabsehbar wären. Die Lücke im Begriffsspektrum liegt quasi „zwischen“ der Kategorie konkretisierbarer unsicherer Folgen (d.h. mehr oder weniger „plausible Risiken“) und dem Bereich völlig unabsehbarer Folgen; es handelt sich um Wirkungsbereiche innerhalb der Unsicherheitskategorie der Ungewißheit.

Beispiele für solche Unsicherheiten werden von einigen Befragten als „spekulativ“ angesehen, so die Wirkungsbereiche „Veränderungen im Nahrungsnetz“ und „innerartliche genetische Verarmung“:¹

„Frage: Mit 'genetischer Verarmung' ist jetzt auch gemeint *innerhalb* einer Population. Ob ich eine Population habe, die genetische Vielfalt in sich trägt, oder eine Population, die kann genauso groß sein, aber sehr ähnliche Gene hat.

Antw. B: Ffff... sehr spekulativ.

Antw. C: Das geht aber wirklich in Spekulationen, also da [halten wir nichts davon]. Das müßte wissenschaftlich [erst einmal bewiesen werden], also da sind wir skeptisch. (...) Das ist zu spekulativ.“ (Vp-29:17f)

Der Terminus der „Spekulation“ dient in diesem Zitat offensichtlich lediglich dazu, um etwas abwertend als „spitzfindig konstruiert und unglaubwürdig“ zu charakterisieren (weitere Zitatbeispiele in JAEGER 2000d). Ein ernsthafter *Begriff* für diesen Typ unsicherer Handlungsfolgen (mit einem neutralen Terminus) ist jedoch bei den Befragten nicht vorhanden. (Der Sach-

¹ Die hier wiedergegebenen Zitate wurden sprachlich behutsam überarbeitet, ohne die inhaltlichen Aussagen zu verändern. Das Zeichen '(...)' steht für Auslassungen (mindestens ein Wort); Ergänzungen von mehr als einem Wort stehen in eckigen Klammern '[...]'. Zum Spannungsverhältnis von Mündlichkeit und Schriftlichkeit sowie zur Frage, inwiefern Verschriftung, Verschriftlichung und Verschriftsprachlichung von mündlicher Kommunikation zu einer Dekontextualisierung der Äußerungen führt, vgl. z.B. PANTLI (1998).

verständigenrat für Umweltfragen hingegen schlägt hierfür den Begriff „nicht bestimmbares Risiko“ vor; vgl. den Schluß von Abschnitt 4). Abbildung 2 stellt die verbleibende Lücke im Begriffsspektrum der Befragten anhand von Beispielen und der in Abschnitt 2.2 eingeführten Unterscheidung von Risiko und Ungewißheit dar.

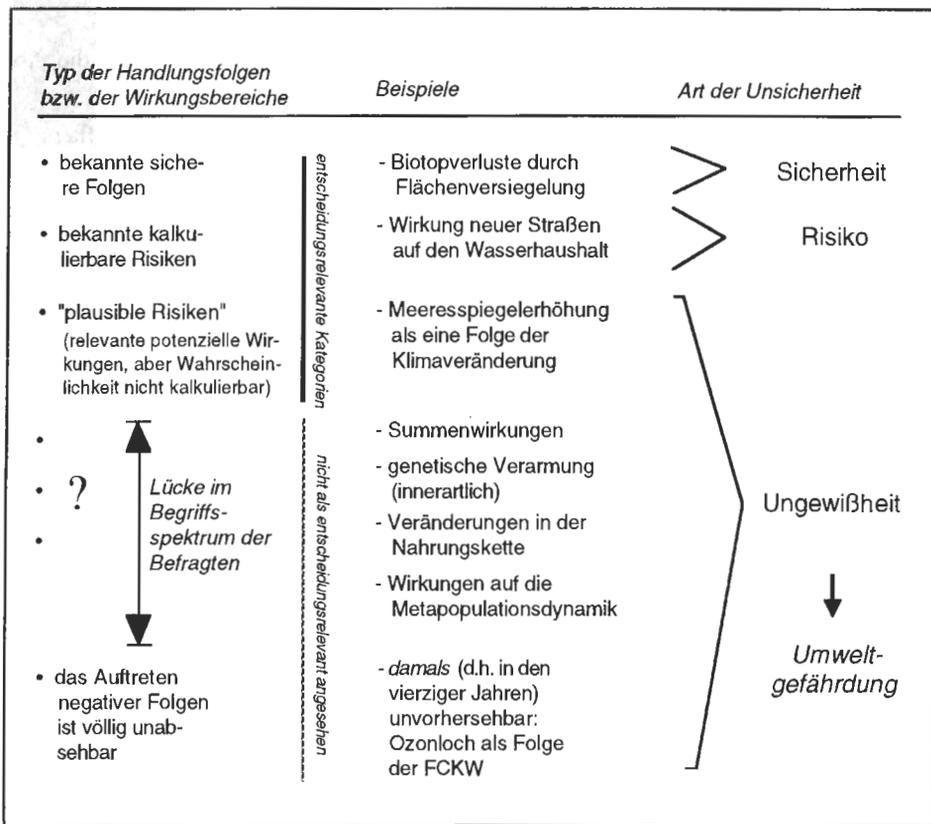


Abb. 2: Konsequenz der Interviewergebnisse: Es besteht eine Lücke im Begriffsspektrum zwischen für wahrscheinlich gehaltenen "plausiblen Risiken" und völliger Unabsehbarkeit.

Welche Bedeutung der fehlende Begriff für Wirkungsbereiche, in denen die Folgen nicht konkretisierbar sind und ihr Ausmaß nicht abschätzbar ist, für den Umgang mit solchen Unsicherheiten in der Praxis hat, läßt sich anhand der Interviewaussagen nicht mit Sicherheit beurteilen. Handelt es sich lediglich um einen Indikator dafür, daß solche Wirkungsbereiche als nicht entscheidungserheblich eingestuft werden (zum Begriff der Entscheidungserheblichkeit vgl. MEIER 1997: 32 und SCHOLLES 1996: 475f), oder sind fehlende Begriffe eine Ursache für die Vernachlässigung solcher Wirkungsbereiche im Abwägungsprozeß? Kontrovers diskutiert wurde diese Frage (Sprache als Indikator oder als Ursache) beispielsweise im Zusammenhang mit der Gleichberechtigung von Frauen und Männern und ihrer sprachlichen Gleichbehandlung. (Zur sprachlichen Gleichbehandlung vgl. z.B. ALBRECHT & PANTLI 1996). Sicherlich sind – auch wenn das Fehlen seriöser Begrifflichkeiten Auswirkungen hat – eine Reihe weiterer Faktoren ursächlich dafür, wie mit ungewissen Wirkungsbereichen umgegangen wird, z.B. die Begründungspflichtigkeit von Enteignungen für Ausgleichsmaßnah-

men oder der Bedarf nach leicht vermittelbaren Argumenten für eine landschaftsschonendere, aber teurere Variante. Allerdings ist auch hier zu bedenken, daß der Austausch von Argumenten ein – annähernd – gleiches Begriffsverständnis bei den Beteiligten voraussetzt.

Auf die Frage, ob es außer den bekannten Folgen noch weitere, heute noch nicht bekannte Folgen der Landschaftszerschneidung geben könnte, antworten mehrere Befragte mit Zustimmung. Die meisten Bereiche werden in der Gruppe Naturschutz genannt (z.B. Wirkungen auf das Sozialverhalten in Tierpopulationen, Streßfaktoren und ihr Einfluß auf die menschliche Psyche, Summenwirkungen), zum Teil kommen Beispiele auch aus der Gruppe Verkehrsplanung (Elektrosmog durch Hochspannungsleitungen, unvorhergesehene Verkehrsverlagerungen) und der Gruppe Landschaftsplanung (z.B. Kombinationswirkungen, Langzeitwirkungen auf Arten und Biotope, Streßsyndrome beim Menschen, Wanderungsbewegungen der Menschen in weniger zerschnittene Gebiete). Demnach können sich die meisten Befragten durchaus Beispiele für nicht abschätzbare Folgen vorstellen, haben aber *dennoch* keine seriöse – nicht wertende – begriffliche Kategorie hierfür in ihrer fachlichen Tätigkeit.

Daß die Befragten für diese Art von Unsicherheiten keinen eigenständigen Begriff verwenden (sondern einige sie – abwertend – als „Spekulationen“ oder „Restrisiken“ bezeichnen), spiegelt sich darin wider, welche Stellung Unsicherheiten in der Abwägung über den Eingriff haben. Hierauf richtet sich die zweite der drei im vorigen Abschnitt gestellten Fragen. Hierbei möchte ich, um Mißverständnissen vorzubeugen, einen wichtigen methodischen Aspekt hervorheben: Bei der Analyse der Interviews ist zu beachten, daß sich die Untersuchung auf die Sichtweisen der Befragten anhand der von ihnen gemachten Aussagen bezieht und nicht auf eine „objektive“ Realität der UVP (einen Vergleich der Interviewaussagen damit, wie Entscheidungen „tatsächlich“ ablaufen, habe ich nicht durchgeführt). Es sind allerdings diese Sichtweisen und Interpretationsleistungen der Akteure, welche am Entscheidungsprozeß beteiligt sind, die in der Abwägung aufeinandertreffen und zu einer bestimmten Entscheidung führen (hinzu kommen Akteure aus den politischen Gremien, die Einfluß auf den Ausgang der Abwägung nehmen).

Drei konkrete Beispiele von Unsicherheiten, die zeigen, welchen Stellenwert die Befragten den Unsicherheiten zuordnen bzw. ihrer Wahrnehmung nach in der Abwägung haben, sind die genetische Verarmung, die Funktions- und Überlebensfähigkeit von Metapopulationen und das Thema der Summenwirkungen. Diese mit großen Unsicherheiten verbundenen Wirkungsbereiche erhalten für die Abwägung nur ein geringes Gewicht, begründet jeweils mit ganz verschiedenen Argumenten, welche sich durchaus nicht nur unmittelbar auf die Unsicherheit beziehen (z.B. rechtliche Argumente). Einige Befragte weisen z.B. auf den hohen Begründungsbedarf für Ausgleichsmaßnahmen hin, der bei unsicheren Folgen nicht erfüllt werden könne, daher sei ein *vorsorglicher Ausgleich* für bestehende Unsicherheiten nicht durchsetzbar.

Den deutlich geringeren Stellenwert von Unsicherheiten gegenüber den als sicher angesehenen Folgen beschreiben zwei Befragte aus der Gruppe „Naturschutz“ so:

„Spekulieren kann ich zwar, aber das glaubt mir dann nachher auch keiner. (...) Je mehr ich in theoretische Aussagen hineinkomme, je mehr ich in Spekulationen komme, desto weniger Gewicht hat das natürlich auch dann. Wenn ich konkret sagen kann, wenn ihr diese Straße hierhin baut, dann sterben drei Tierarten hundertprozentig aus, dann sagen die: oh-oh. Wenn ich dann aber sage, und möglicherweise kommen noch die und die und die und die, ja, unter Umständen..., dann sagen die: Naja, da können wir nicht mehr viel damit anfangen.“ (Ns-26:22f)

„Frage: Ich hätte eher gedacht, daß dort, wo Ungewißheit besteht, daß Ihnen das sozusagen Verhandlungsspielraum gibt?“

Antw.: Ja aber nicht im positiven Sinne! Sondern das wird ja alles angezweifelt, was wir sagen. Wobei wir noch Glück haben müssen, wenn es einfach nur angezweifelt wird, wenn es nicht ins Lächerliche gezogen wird: (...) 'Wegen so ein paar Laufkäfern sollen wird jetzt die Straße nicht bauen dürfen?!' Und dann kommt's zu solchen Zeitungsartikeln: (...) 'Braungestreifte Beißwanze verhindert Neubaugebiet'. Das steht dann in der Zeitung. Das ist die Realität." (Ns-26:24f)

Die dritte Frage nach den Strategien zum Umgang mit Unsicherheiten beantworten die Befragten fast ausschließlich mit rein wirkungsorientiert begründeten Vorschlägen. (Eine der ganz wenigen Ausnahmen betrifft den Vergleich von Varianten.) Beispielsweise werden in der Strategie von Position D die Unsicherheiten nach Art und Höhe der vermuteten Risiken unterschieden. Bestimmte „große“ Schäden sollen ausgeschlossen werden, daher sind gegebenenfalls weitere Untersuchungen nötig, bevor eine Genehmigung möglich ist. „Kleinere“ Risiken dagegen gelten als „vertretbar“ und können, falls dies möglich ist, durch einen etwas höheren Ausgleich kompensiert werden. Die Schilderungen der relevanten Argumente dafür, daß gemäß allen Positionen eine mehr oder weniger große Zahl von Unsicherheiten nicht weiter berücksichtigt wird, haben zwischen den sechs Positionen unterschiedliche Schwerpunkte, aber es bestehen auch Überschneidungen. Insbesondere das Argument, daß viele Folgen einer Straße „nicht änderbar“ seien (z.B. Zerschneidung der Landschaft), wurde sowohl in Position A als auch in Position F als ein in der Abwägung wirksamer Gesichtspunkt genannt. Hierin zeigt sich noch einmal die paradox erscheinende Nähe zwischen den beiden Positionen A und F, wobei im Hintergrund ein unterschiedliches Verhältnis gegenüber diesem Argument besteht: Für Position A stimmen Forderung und Realität überein, während die Realität in Position F mit Bedauern (und zum Teil mit Resignation) zur Kenntnis genommen wird.

Zusammenfassend lassen sich die drei Fragen aus Abschnitt 3 aufgrund der Interviewergebnisse in der folgenden Weise beantworten:

- Ein – nicht wertender – Begriff für die Art von Unsicherheit, die einzelne Befragte aus allen drei befragten Gruppen als „Spekulationen“ oder „gewisse Restrisiken“ bezeichnen, ist nicht erkennbar. Hier besteht eine „Lücke“ im Begriffsspektrum.
- Die Argumentation erfolgt fast ausnahmslos wirkungsorientiert. Nicht genauer abschätzbare Wirkungen (u.a. Summenwirkungen) bleiben damit in der Abwägung im wesentlichen unberücksichtigt.
- „Vorsorge“ wird in der Praxis lediglich im Sinne von „Vermeidung einigermaßen gut bekannter Risiken“ betrieben.

Insbesondere Unsicherheiten über Summenwirkungen werden nach Darstellung der Befragten nicht berücksichtigt. Der Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen scheint selten evaluiert zu werden und wenig bekannt zu sein: Mehrere Befragte weisen darauf hin, daß es fast keine Untersuchungen hierzu gebe. Ähnlich wie für die mangelhafte Berücksichtigung von *ökologischen Funktionen* in UVPs (Vortrag von H. BRUX auf der Tagung in Blaubeuren), die zu einer großen Diskrepanz zwischen Wortlaut und Praxis führt, gibt die Arbeit von BONK (1998: 84f) eine kritische Betrachtung der lückenhaften Berücksichtigung von *Wechselwirkungen* in UVPs. Anleitungen zur ökologischen Wirkungsanalyse unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen gibt es erst wenige; ein Beispiel ist DVWK 1996 (über die Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen; der bereits erarbeitete umfangreiche 2. Band wird allerdings voraussichtlich nicht erscheinen).

Die Probleme liegen sicher nicht *allein* auf begrifflicher Ebene. Wenn man ihnen adäquat begegnen wollte, würde dies auch die politische und rechtliche Ebene betreffen. Dann aber bräuchte man als Voraussetzung ein Instrument, um solche mit Unsicherheiten behafteten Wirkungsbereiche differenzierter – und nicht wertend – zu bezeichnen und zu charakterisie-

ren. Auch wenn das Wissen unsicher ist, die eintretenden Folgen sind deshalb nicht weniger real.

In der Risikoliteratur finden sich für Unsicherheiten innerhalb der aufgezeigten begrifflichen „Lücke“ mehrere unterschiedliche Begriffsvorschläge (aber bisher nur wenige Vorschläge für Handlungsstrategien). Beispielsweise behandelt der Sachverständigenrat für Umweltfragen diese Art von Unsicherheit bereits in seinem Jahresgutachten von 1987 und führt dazu den Begriff „*nicht bestimmbares Risiko*“ ein (SRU 1987: 455f). Für das Beispiel der Wirkung von chemischen Stoffen auf die menschliche Gesundheit weist der Umweltrat an dieser Stelle auf mehrere grundsätzliche Schwierigkeiten hin, derentwegen – ähnlich wie bei den „Tantalusproblemen“ – eine Untersuchung der Schadwirkungen immer unvollständig bleiben müsse. Daher seien die damit verbundenen Gefährdungen grundsätzlich auch zukünftig nicht vollständig bestimmbar (SRU 1987: S. 456 / Tz 1677). Den Terminus „Restrisiko“ lehnt der Umweltrat ab, denn: „Je mehr die Wissenschaft (...) die Grenzen ihrer Erkenntnisfähigkeit selbst betont und erläutert, umso mehr wird sie dort, wo sie etwas vermag, Vertrauen finden. Dazu zählt auch, die Dinge zu nennen, wie sie sind: Nicht bestimmbares Risiko trifft die Sache besser als Restrisiko. Letzterer Begriff setzt die Wissenschaft dem Verdacht aus, zu verharmlosen.“ (SRU 1987: Tz 1675 / S. 456).

Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) verwendet in seinem Gutachten über globale Umweltrisiken die Bezeichnung „*unbekannte Risiken*“ (WBGU 1999: 285ff), ebenso DÜRRENBARGER (1994). Diese Umschreibung für die Situation von Ungewißheit ist zwar auf den ersten Blick sehr anschaulich, aber inkonsistent, denn sie verwischt die Unterschiede zwischen den Begriffsdefinitionen (vgl. Abschnitt 2.2): Die Bezeichnung „unbekannte Risiken“ ist von der Wortdefinition her ein Widerspruch in sich, da Art und Höhe „unbekannter Risiken“ nicht zureichend bekannt sind, um sie als „Risiken“ zu qualifizieren. Der WBGU unterscheidet – aufbauend auf einem Vorschlag von RENN (1993) – sechs Risikotypen anhand der Größenordnung bzw. dem Bekanntheitsgrad der Größen Schadensausmaß A , Eintrittswahrscheinlichkeit W , Abschätzungssicherheit für W , Wirkungsverzögerung, Persistenz, Ubiquität (= räumliche Reichweite), Irreversibilität und gesellschaftliches Mobilisierungspotential. In den Bereich von *Unbestimmtheit* fallen mehrere dieser Risikotypen, insbesondere „Pythia“ (z.B. Freisetzung transgener Pflanzen) und „Pandora“ (z.B. endokrin wirksame Stoffe): Bei beiden sind A und W ungewiß, beim Typ „Pandora“ besteht die Gefährdung zudem lang anhaltend (vgl. z.B. auch die knappe Übersicht bei SCHULZ-BALDES 1999). Diese Systematik wurde für globale Risiken entwickelt und läßt sich daher möglicherweise nicht ohne weiteres auf lokale oder regionale Landschaftseingriffe übertragen.

Ein weiteres Beispiel – aus der soziologischen Risikoliteratur – gibt U. BECK (1988). Im Kontext seiner Beschreibung, wie der Protest gegen Gefährdungen „im Gang durch die Instanzen“ mit der „Frage nach der *Präzision* des Anliegens“ und nach Beweisen empfangen und „erstickt“ werde, nennt er Umweltgefährdungen im Bereich von Ungewißheit pointiert „*beweisbare Unbeweisbarkeiten*“ (BECK 1988: 102). BECK weist nachdrücklich darauf hin, daß die zunehmende Spezialisierung der wissenschaftlichen Disziplinen und die Erwartung *bestimmter* Folgen dazu führt, daß diese erwarteten Folgen immer weiter erforscht (und realisiert) werden, gleichzeitig aber immer mehr Nebenfolgen außerhalb des schmalen Untersuchungsfensters möglich – und ihr Auftreten damit absehbar – werden. Entscheidend dafür, ob die Wissenschaft „zur Selbstkontrolle ihrer praktischen Risiken beiträgt“, sei daher, „welche Art von Wissenschaft bereits im Hinblick auf die Absehbarkeit ihrer angeblich unabsehbaren Nebenfolgen betrieben wird“ (BECK 1986: 258). Gefordert wären also – gerade auch von der Wissenschaft – neue Konzepte und Strategien für die Beurteilung von Eingriffen bzw. von

technischen Verfahren, deren Nebenfolgen zu großen Teilen unbekannt sind und sich durch Wirkungsanalysen nicht (oder zumindest nicht in absehbarer Zeit) erfassen lassen werden.

5 Folgerung: Aufgabe des strikten Wirkungsbezuges und Vorverlagerung der Bewertung

Als Ergebnis der Abschnitte 2 bis 4 kann festgehalten werden, daß einerseits wegen der „Tantalusprobleme“ grundsätzliche Grenzen für die wirkungsorientierte Bewertung von Umwelteingriffen bestehen und daß es andererseits in der Eingriffsabwägung eine Reihe von Wirkungsbereichen gibt, in denen die Eingriffsfolgen unbekannt oder unsicher sind und – in wesentlichem Maße aufgrund ihrer Unsicherheit – in der Wahrnehmung der befragten Expertinnen und Experten als nicht entscheidungsrelevant gelten. Damit ergibt sich in meinen Augen folgendes Bild: Das Wissen über die Folgewirkungen ist in Bereichen wie Metapopulationsdynamik, Nahrungsnetze und kumulative Wirkungen in der Regel unpräzise und lückenhaft aufgrund prinzipieller Begrenzungen des wirkungsorientierten Ansatzes (und nicht wegen mangelhafter Untersuchungsanforderungen der UVS). Gleichzeitig fehlt im begrifflichen Instrumentarium der Abwägung eine Differenzierung zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheiten; Wirkungsbereiche mit potenziellen – aber schwer nachweisbaren – Folgen im Bereich von Ungewißheit werden kaum berücksichtigt. (Zwar wird die Betrachtung von Summenwirkungen aus der UVS für Einzeleingriffe von vornherein aufgrund der Begrenzung des Verfahrens ausgegrenzt, ist aber durch diesen Typ der Unsicherheit auch ganz grundsätzlich stark betroffen, z.B. in einer künftigen Plan-UVS.)

Angesichts der prinzipiellen Schwächen der wirkungsorientierten Bewertung erscheint ein solches Entscheidungsverfahren aus der Perspektive des Vorsorgeprinzips methodisch unvollständig. Es besteht die Gefahr, daß die Spätfolgen, die Summenwirkungen und das Mißlingen von Ausgleichsmaßnahmen bei der Eingriffsbilanzierung und der Festsetzung des Ausgleichs systematisch vernachlässigt werden.

Wie können ungewisse, nicht abschätzbare Folgen im Entscheidungsprozeß besser einbezogen werden? „Wie kann eine Vorsorgemaßnahme aussehen, wenn die denkbaren Ereignisse und die möglicherweise eintretenden Schäden nicht bekannt sind?“ (ROLLER 1999: 56). Diese Fragestellung scheint derzeit in mehreren Disziplinen mit zunehmender Intensität diskutiert zu werden, u.a. im Kontext der Frage, wie die Gentechnik und ihre ökologischen Auswirkungen bewertet und rechtlich verantwortet werden können. GILL et al. unterscheiden dazu zwischen *erfahrungsbasierter Vorsorge* für erkennbare bzw. abschätzbare Risiken und *ungewißheitsbasierter Vorsorge* für Eingriffe mit nicht oder kaum prognostizierbaren Folgen (GILL et al. 1998: 18f, ROLLER 1999). SCHERINGER unterscheidet *wirkungsgestützte* und *expositionsgestützte* Bewertungspfade für die Beurteilung von Umweltchemikalien (als Grundlage für Vorsorgemaßnahmen; vgl. SCHERINGER 1999: 141ff, SCHERINGER und HUNGERBÜHLER 1998). Der WBGU weist darauf hin, daß mit Innovationen definitionsgemäß „unbekannte Risiken“ verbunden seien (WBGU 1999: 287f), und empfiehlt die Untersuchung von Instrumenten für ein „präventives Risikomanagement“, um „unbekannte Risiken“ zu vermeiden (WBGU 1999: 306–315; vgl. auch die Argumente von BARKMANN zum Schutz der Selbstorganisationsfähigkeit ökologischer Systeme und zur Erhöhung ihrer „Widerstandsfähigkeit“ gegenüber anthropogenen Einwirkungen, in diesem Band).

Für diese Aufgabe, die vorherrschende wirkungsorientierte Bewertungsstrategie im Bereich von Ungewißheit zu ersetzen bzw. zu ergänzen durch eine stärker vorsorgeorientierte Bewertungsstrategie ohne strikten Wirkungsbezug, steht seit einigen Jahren ein Konzept bereit, welches von SCHERINGER, BERG und MÜLLER-HEROLD im Rahmen des Polyprojektes

„Risiko und Sicherheit technischer Systeme“ an der ETH Zürich entwickelt wurde (SCHERINGER et al. 1994, SCHERINGER et al. 1998). Das Konzept der Umweltgefährdung zielt auf eine systematische Vorverlagerung der Bewertung innerhalb der Kausalkette, die sich anstatt auf die Auswirkungen auf das Ausmaß des Eingriffs und der damit verbundenen Unsicherheiten bezieht. Der Begriff der *Umweltgefährdung* drückt aus, wie stark Umwelteingriffe die Bedingungen für das Auftreten möglicher Umweltschäden in Richtung zunehmender Unsicherheit verändern. Dazu fragt die Gefährdungsanalyse nach solchen Merkmalen des Umwelteingriffs, die als Bewertungskriterien geeignet sind, um „eine gewisse Proportionalität zum angenommenen Risiko“ (SRU 1996: 254 / Tz 724) zu wahren. Das Konzept der Umweltgefährdung führt damit eine neue Bewertungsebene *zwischen* der Ebene der Eingriffe und der Ebene der Auswirkungen ein. Für das Beispiel von Umweltchemikalien ist diese Ebene die *Exposition*, d.h. die Verteilung der Stoffe in der Umwelt als Voraussetzung für ihre Wirkungen auf Lebewesen und Ökosysteme. Hier sind „Persistenz“ und „Reichweite“ die passenden Beurteilungskriterien (SCHERINGER 1999). Für die Bewertung struktureller Landschaftsveränderungen (vgl. SRU 1994: 125f Tz 245ff) eignet sich die Ebene der *Konfiguration*, z.B. mit den Kriterien der zivilisatorisch-technischen Durchdringung (EWALD 1978), der Erhöhung des Zerschneidungsgrades oder der Herabsetzung der *landscape connectivity* (vgl. JAEGER 1998). Ein weiteres Beispiel, welches dem Ansatz der Gefährdungsanalyse entspricht, sind die regionsspezifischen Ausbreitungsindizes für gentechnisch veränderte Kulturpflanzen. Die Indizes beschreiben u.a. die Verbreitungshäufigkeit von Wildarten und die Ausbreitung von Diasporen und ermöglichen die Bildung von Gefährdungskategorien für die Verwilderung oder Auskreuzung transgener Pflanzen (AMMANN et al. 1996, SRU 1998: 284ff / Tz 813ff).

Entscheidend ist die Einführung einer „Zwischenebene“, auf der die Einwirkungen durch Eigenschaften charakterisiert werden, die zurechenbar sind und nicht die Kenntnis der Auswirkungen voraussetzen. Das Konzept der Umweltgefährdung ersetzt somit die Strategie der Wirkungsanalyse durch eine vorsorgeorientierte Strategie, bei der man nach den *Bedingungen* für Umweltauswirkungen fragt und sich insbesondere am Ausmaß der bestehenden Ungewißheit orientiert. Falls das Wissen über die potenziellen Auswirkungen zunimmt, können diese ebenfalls bewertet werden und in den Entscheidungsprozeß mit einfließen; gegebenenfalls wird man dann zwischen verschiedenen Kriterien aus beiden Bewertungsstrategien abwägen. Gefährdungsorientierung und Wirkungsorientierung müssen einander also nicht widersprechen, sondern sind komplementäre, einander ergänzende Perspektiven (zu den Vorteilen gefährdungsorientierter Strategien gegenüber der Wirkungsorientierung vgl. JAEGER 2000a: 213f).

„Gefährdung“ wird im Naturschutz sowie in der Alltagssprache auch anders gebraucht, als sie hier definiert wurde. Auch in der Rechtsprechung ist „Gefährdung“ bereits als Begriff belegt. Beispielsweise gibt es im Recht die Begriffe des Gefährdungsdelikts und der Gefährdungshaftung. (Hierauf wies Karin Mathes in ihrem Diskussionsbeitrag auf der Tagung in Blaubeuren hin. Sie schlug vor, nach einer neuen Bezeichnung zu suchen, um die Aufnahme des Konzeptes in den juristischen Bereich dadurch zu erleichtern; vgl. auch SCHERINGER et al. 1998). Um Verständigungsschwierigkeiten zu vermeiden, eignet sich der Begriff „Umweltgefährdung“ oder „ökologische Gefährdung“.

Der Ansatz, sich vom strikten Wirkungsbezug zu lösen, ist nicht neu, sondern wird beispielsweise bei der Festlegung von Umweltstandards bereits seit den sechziger Jahren praktiziert. Statt auf der Wirkungsorientierung basiert die Begründung solcher Standards nach dem Vorsorgeprinzip auf einem „Konzept der Minimierung von Umweltrisiken, das sich primär an

technischer und sozioökonomischer Machbarkeit sowie an politischer Durchsetzbarkeit orientierte“ (SRU 1996: 254).

Weitere Beispiele für Bewertungsstrategien im Sinne einer Vorverlagerung der Bewertung sind das Kriterium der Eingriffstiefe in der Technikbewertung (VON GLEICH 1988, 1997) und das medizinische Modell der Risikofaktoren (J. SCHAEFER et al. 2000). Diese Beispiele zeigen, daß ähnliche Schwierigkeiten wie in der ökologischen Wirkungsanalyse auch in anderen Disziplinen bestehen und zu vergleichbaren Ansätzen wie das Konzept der Umweltgefährdung geführt haben.

Medizinische Risikofaktoren sind bezogen auf bestimmte Erkrankungen (mit oder ohne Angabe der Eintrittswahrscheinlichkeit, d.h. im Bereich von Risiko oder von Unsicherheit i.e.S.). Für ökologische Gefährdungsfaktoren im Konzept der Umweltgefährdung dagegen braucht ein Bezug auf bestimmte ökologische Schäden nicht gegeben zu sein (d.h. im Fall von Unbestimmtheit, vgl. Tab. 2). Um diesen Unterschied sprachlich zu berücksichtigen, sollte man von (ökologischen) *Risikofaktoren* im strengen Sinne an sich nur dann sprechen, wenn sie auf bestimmte, angebbare mögliche Umweltschäden einschließlich der Eintrittswahrscheinlichkeiten bezogen sind, und ansonsten von (ökologischen) *Gefährdungsfaktoren*. Da der Begriff „Risikofaktor“ in der Medizin jedoch auch in Situationen von Unsicherheit i.e.S. eingesetzt wird und oft genau in diesem Sinne in die Umweltforschung übertragen wird (in der Bedeutung, dieser „Faktor“ trage in einem unbekanntem Maße zum angenommenen, unbestimmten Risiko bei), besteht hier in der Praxis eine Überlappung, und die strenge Sprachregelung wird sich daher nicht durchsetzen lassen. (Beispielsweise entsprechen den Risikofaktoren der Medizin im Bereich von Unsicherheit i.e.S. die „Gefährdungsfaktoren“ für Rote-Liste-Arten im Naturschutz, denn diese beziehen sich auf bestimmte Arten oder Artengruppen ohne Aussage zur Höhe der Extinktionswahrscheinlichkeiten.) Ich schlage daher vor, zwischen (probabilistisch) abgeschätzten und unabgeschätzten Risikofaktoren sowie zwischen (schadens-)bezogenen und nichtbezogenen Gefährdungsfaktoren zu unterscheiden (Abb. 3). Unabgeschätzte Risikofaktoren und schadensbezogene Gefährdungsfaktoren sind demnach synonym zu verstehen.

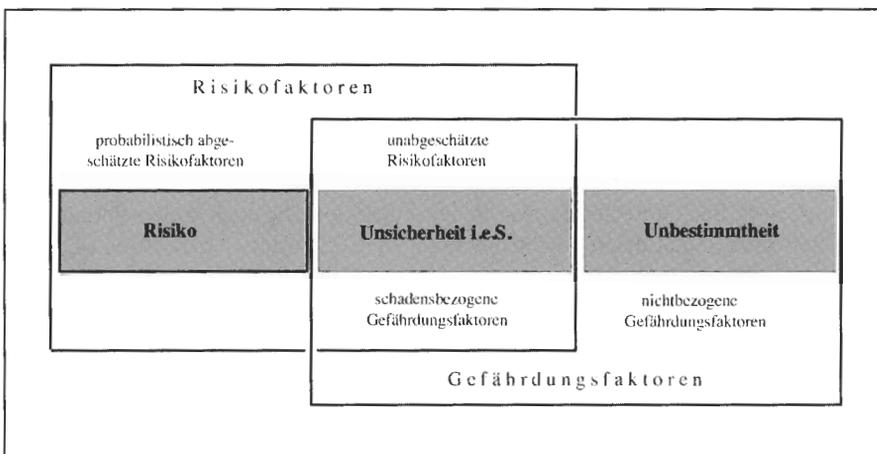


Abb. 3: Unterscheidung und Präzisierung von Risikofaktoren und Gefährdungsfaktoren (aus JAEGER 1998).

Der Vergleich des Risikofaktorenmodells mit dem Gefährdungskonzept macht deutlich, daß die beiden Ansätze kompatibel sind, d.h. daß man konsistent vom einen zum anderen über-

gehen kann. Beispielsweise lassen sich ähnlich wie beim Gefährdungskonzept auch im Risikofaktorenmodell mehrere Bewertungsebenen innerhalb der Kausalkette abgrenzen und primäre und sekundäre Risikofaktoren unterscheiden (H. SCHAEFER 1976). Das Gefährdungskonzept geht in der Loslösung von der Wirkungsorientierung allerdings einen wesentlichen Schritt weiter als das Modell der Risikofaktoren, denn es bestimmt die Gefährdung von der Seite der Einwirkungen her.

6 Zusammenfassung: Welche Konzepte sind angemessen für den Umgang mit „ökologischen Gefährdungen“?

Zur kontinuierlichen Zunahme der Landschaftsnutzung (z.B. Flächeninanspruchnahme, Landschaftszerschneidung) tragen die geringe Gewichtung von unsicheren Wirkungsbereichen ebenso bei wie der Wille der Gesellschaft, Landschaftseingriffe auch im Wissen um die Folgewirkungen durchzuführen. Wie groß der Anteil dieser beiden Faktoren als Ursache für die zunehmende Landschaftsinanspruchnahme eingeschätzt werden muß, ist aus der Analyse der Interviews letztlich nicht bestimmbar. Deutlich geworden ist allerdings: Die Anforderungen des Risikobegriffs sind sehr oft nicht erfüllbar. Die geforderten Wirkungsanalysen in der UVS entsprechen einem theoretischen Konzept, welches zwar durch theoretische Überlegungen gut begründet ist, gegenüber der früheren Situation (ohne UVS) einen großen Fortschritt darstellt und auf den damals gesammelten Erfahrungen basiert, das aber in der Praxis heute nur teilweise umgesetzt wird und aufgrund der „Tantalusprobleme“ grundsätzlich niemals vollständig erfüllt werden kann. Dieses *Umsetzbarkeitsdefizit* betrifft insbesondere die kumulativen Wirkungen von Umwelteingriffen und hat – wie die Interviewergebnisse gezeigt haben – Konsequenzen für die Umweltbelastung. In der Summe kommt es in weiten Bereichen zu einer stetigen Verschlechterung der Umweltqualität, vor allem hinsichtlich Biodiversität, Verlärmung, Landschaftsbild und Erholungseignung (z.B. SRU 1998: 114ff / Tz 224ff). Daher kann es keine Lösung sein, sich mit der bestehenden Situation abzufinden.

Einen Ausweg aus diesem Zustand erhoffen sich manche Technikphilosophen durch eine massive Erweiterung des ökologischen Wissens und eine darauf gründende „technische Reorganisation der Natur“: „Wenn wir diese Unvollkommenheiten der gegenwärtigen Technik überwinden wollen, brauchen wir (...) weiteren technischen Fortschritt, der (...) die umfassenden Ökosystemzusammenhänge einbeziehen muß und dann auf eine durchgängige Technisierung der Natur hinauslaufen wird“ (ROPOHL 1991: 251f). Ein solcher Beherrschbarkeitsoptimismus stellt zwar eine markante technophile Extremposition dar, doch zeigt dieses Beispiel, wohin die einseitige Ausrichtung auf ein theoretisches Konzept führen *kann* (nicht muß), welches die Überkomplexität von Ökosystemen und die übrigen „Tantalusprobleme“ und ihre Konsequenzen für die Prognostizierbarkeit und Beherrschbarkeit des Verhaltens von Ökosystemen ausblendet (kritisch dazu vgl. auch GORKE 1999: 23ff). Einer Verbesserung der Praxis der Wirkungsanalyse sind auch dann, wenn das ökologische Wissen rapide zunimmt, Grenzen gesetzt.

Aus allen diesen Gründen wird hier der Ansatz verfolgt, die Blickrichtung umzukehren, d.h. *von dem Befund der Schwierigkeiten* in der Praxis mit der Wirkungsorientierung und mit der Analyse von funktionalen Beziehungen *auszugehen* und nach den Konsequenzen daraus für die Theorie zu fragen: d.h. nach theoretischen Ansätzen zu suchen, welche diese Schwierigkeiten in der Praxis ernstnehmen und entsprechende neue Vorschläge entwickeln. Wenn die Anpassung der Praxis an eine bestehende Theorie offensichtlich nicht möglich ist (weil UVPS bezahlbar bleiben müssen und weil eine vollständige Wirkungsanalyse auch prinzipiell nicht geleistet werden kann) und wenn dieses Umsetzbarkeitsdefizit negative Folgen hat, dann muß

die Tauglichkeit der Theorie hinterfragt und nach ergänzenden oder geeigneteren Konzepten gesucht werden.

Wie es das Beispiel des Gefährdungskonzepts vorführt, sollte man dabei nach den *Bedingungen* für Umweltveränderungen fragen und sich u.a. an dem Ausmaß der bestehenden Unsicherheit orientieren. Unsicherheit ist einer genaueren Analyse und Kennzeichnung zugänglich und läßt sich z.B. durch geeignete Kriterien charakterisieren. Zusammenfassend ergeben sich folgende Erfordernisse:

- Man sollte zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheit unterscheiden, denn für jede Art von Unsicherheit kann ein anderer Umgang angemessen sein. Umwelteingriffe führen häufig in die Unsicherheitsbereiche von „Unbestimmtheit“ und „Unsicherheit i.e.S.“. Entsprechend der jeweiligen Art von Unsicherheit sollte zwischen den Begriffen „Risikofaktor“ und „Gefährdungsfaktor“ unterschieden werden.
- Es gibt eine Vielzahl von Unsicherheiten, für deren Bewertung man sich von der Wirkungsorientierung und vom Risikobegriff lösen sollte. Es besteht sonst die Gefahr, daß sie in der Praxis weiterhin als „Spekulationen“ abgewertet und außer acht gelassen werden (z.B. Summeneffekte).
- Für Umweltgefährdungen sollte man die Bewertung vorverlagern auf eine den Auswirkungen vorgeordnete Ebene (z.B. Exposition und Konfiguration) und dafür geeignete Kriterien entwickeln. Erste Beispiele für solche Kriterien sind:
 - Reichweite von Umweltchemikalien (SCHERINGER et al. 1994, SCHERINGER & BERG 1994, SCHERINGER 1997),
 - regionsspezifische Ausbreitungsindizes von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (AMMANN et al. 1996, SRU 1998: 284 ff Tz 813ff),
 - Eingriffstiefe technischer Verfahren (VON GLEICH 1988),
 - enge Kopplungen und komplexe Verknüpfungen in technischen und organisatorischen Systemen (PERROW 1987),
 - zivilisatorisch-technische Durchdringung der Landschaft (EWALD 1978),
 - Kriterium der Disposition (bzw. Herabsetzung der *landscape connectivity*) zur Bewertung struktureller Landschaftsveränderungen (JAEGER 1998).

Ökologische Wirkungen von Umwelteingriffen sind grundsätzlich nur partiell prognostizierbar. Der Umsetzung auswirkungsorientierter Konzepte sind daher Grenzen gesetzt. Je mehr man in den Bereich der Umwelt*gefährdung* kommt, um so dringender werden neue Strategien für den Umgang mit der Unsicherheit benötigt, welche stärker vorsorgeorientiert sind als die Strategie der Wirkungsorientierung. Für die Planung ergibt sich daraus ein differenzierterer Umgang mit Unsicherheiten. Eine Begrenzung der Umweltgefährdung im Bereich der Landschaftszerschneidung könnte beispielsweise auf der Ebene der Konfiguration durch die Einführung von vorsorgeorientierten Grenz- oder Richtwerten erfolgen (JAEGER 2000c).

Danksagung

Anna-Katharina Pantli und Martin Scheringer haben eine frühere Fassung dieses Beitrages kritisch kommentiert, ihnen verdanke ich viele konstruktive und klärende Hinweise. Für hilfreiche Anmerkungen zum Manuskript danke ich außerdem Martin Blohm, Arnim von Gleich, Wolf Hagenau, Torsten Meyer-Oldenburg, Johannes Reidel und Thomas Schmitt sowie zwei

anonymen Gutachtern/-innen; für die Betreuung meiner Arbeit bin ich Klaus Ewald, Ulrich Müller-Herold, Ortwin Renn und Michael Zwick sehr zu Dank verpflichtet; für Literaturhinweise danke ich Martin Dittrich, Holger Hoffmann-Riem und Felix Müller. Großer Dank gebührt den Befragten aus den verschiedenen Institutionen, die mir geduldig und offen meine Fragen beantwortet haben. Für finanzielle und ideelle Unterstützung danke ich der Studienstiftung des deutschen Volkes sowie meinen Eltern Erika und Günther Jaeger.

Literatur

- ALBRECHT, U. & A.-K. PANTLI 1996: Leitfaden zur sprachlichen Gleichbehandlung im Deutschen. Herausgegeben von der Schweizerischen Bundeskanzlei, Bern.
- AMMANN, K., JACOT, Y., RUFENER & P. AL MAZYAD 1996: Field release of transgenic crops in Switzerland: an ecological risk assessment of vertical gene flow. In: SCHULTE, E. & O. KÄPPELI (eds.): Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. Band 1: Materialien Bats, Basel: 101–157.
- BACHFISCHER, R. 1978: Die ökologische Risikoanalyse - eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung. Diss. Technische Univ. München.
- BARKMANN, J. 2000: Eine Leitlinie für die Vorsorge vor unspezifischen ökologischen Gefährdungen, *dieser Band*.
- BECK, U. 1986: Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne. Suhrkamp, Frankfurt/Main.
- BECK, U. 1988: Gegengifte. Die organisierte Unverantwortlichkeit. Suhrkamp, Frankfurt/Main.
- BERG, M.; ERDMANN, G.; HOFMANN, M.; JAGGY, M.; SCHERINGER, M. & H. SEILER (eds.) 1994: Was ist ein Schaden? Zur normativen Dimension des Schadensbegriffs in der Risikowissenschaft. Verlag der Fachvereine vdf, Zürich.
- BERG, M. & M. SCHERINGER 1994: Problems in environmental risk assessment and the need for proxy measures. *Fresenius environmental bulletin* 3 (8): 487–492.
- BONK, A. 1998: Beiträge der Ökosystemforschung zum Problemfeld Wechselwirkungen in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen. Diplomarbeit (Geographie) Univ. Kiel.
- BRECKLING, B. & F. MÜLLER (eds.) 2000: Der ökologische Risikobegriff. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie im März 1998. Peter Lang, Frankfurt.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK) (ed.) 1996: Wirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische und biotische Faktoren. Arbeitsmaterialien zur ökologischen Wirkungsanalyse. DVWK-Materialien 1/96, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- DÜRENBERGER, G. 1994: Klimawandel – eine Herausforderung für Wissenschaft und Gesellschaft. - In: *Bulletin / Magazin der ETH Zürich*. Nr. 253, April 1994: 20–22.
- EBERLE, D. 1984: Die ökologische Risikoanalyse. Kritik der theoretischen Fundierung und der raumplanerischen Verwendungspraxis. Kaiserslautern (= Werkstattbericht Nr. 11 des Fachgebietes Regional- und Landesplanung im Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung der Universität Kaiserslautern).
- ELLSBERG, D. 1961: Risk, ambiguity, and the Savage axioms. *Quarterly Journal of Economics* 75: 643–669.
- EWALD, K.C. 1978: Der Landschaftswandel – Zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert. In: *Tätigkeitsberichte der naturforschenden Gesellschaft Baselland* 30: 55–308. Liestal (= Berichte der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Nr. 191).
- FLICK, U. 1995: Qualitative Forschung. Theorie, Methoden, Anwendung in Psychologie und Sozialwissenschaften. Rowohlt, Reinbek.
- FLURY, M., FLÜHLER, H., JURY, W.A. & J. LEUENBERGER 1994: Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water resources research* 30 (7): 1945–1954.
- FLURY, M. 1996: Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – a review. *Journal of environmental quality* 25 (1): 25–45.
- GILL, B.; BIZER, J. & G. ROLLER 1998: Riskante Forschung. Zum Umgang mit Ungewißheit am Beispiel der Genforschung in Deutschland. edition sigma, Berlin.
- GLEICH, A. VON 1988: Werkzeugcharakter, Eingriffstiefe und Mitproduktivität als zentrale Kriterien der Technikbewertung und Technikwahl. In: RAUNER, F. (ed.): „Gestalten“ - eine neue gesellschaftliche Praxis. Neue Gesellschaft, Bonn: 115–147.

- GLEICH, A. VON 1997: Ökologische Kriterien der Technik- und Stoffbewertung. In: WESTPHALEN, R. VON (ed.): Technikfolgenabschätzung als politische Aufgabe. 3. Aufl. Oldenbourg, München/Wien: 499–570.
- GORKE, M. 1999: Artensterben. Von der ökologischen Theorie zum Eigenwert der Natur. Klett-Cotta, Stuttgart.
- GRIMM, V. 1994: Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Terminologie, Anwendbarkeit und Bedeutung für die ökologische Modellierung. Diss. Univ. Marburg.
- GRIMM, V., SCHMIDT, E. & C. WISSEL 1992: On the application of stability concepts in ecology. *Ecological modelling* 63: 143–161.
- HÄFELE, W., RENN, O. & G. ERDMANN, G. 1990: Risiko, Unsicherheit und Undeutlichkeit. In: HÄFELE, W. (ed.): Energiesysteme im Übergang – Unter den Bedingungen der Zukunft. mi-Poller, Landsberg: 373–423.
- HARGREAVES HEAP, S., HOLLIS, M., LYONS, B., SUGDEN, R. & A. WEALE 1992: The theory of choice. A critical guide. Blackwell, Oxford and Cambridge/MA.
- HELTEN, E. 1991: Ökologische Risiken und Versicherungsmöglichkeiten. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)* 4 (2): 122–125.
- JAEGER, J. 1998: Exposition und Konfiguration als Bewertungsebenen für Umweltgefährdungen. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)* 11 (3/4): 444–466.
- JAEGER, J. 1999: Gefährdungsanalyse der anthropogenen Landschaftszerschneidung. Diss. ETH Nr. 13503 (Abteilung für Umweltnaturwissenschaften), Zürich.
- JAEGER, J. 2000a: Vom „ökologischen Risiko“ zur „Umweltgefährdung“: Einige kritische Gedanken zum wirkungsorientierten Risikobegriff. In: BRECKLING, B. & F. MÜLLER (ed.): Der ökologische Risikobegriff. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie im März 1998. Peter Lang, Frankfurt: 203–216.
- JAEGER, J. 2000b: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology* 15 (2): 115–130.
- JAEGER, J. 2000c: Beschränkung der Landschaftszerschneidung durch die Einführung von Grenz- oder Richtwerten. *Natur und Landschaft* (im Druck).
- JAEGER, J. 2000d: Bedarf nach Unsicherheitsunterscheidungen. Eine empirische Untersuchung zum Umgang mit Unsicherheit bei der Eingriffsbewertung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (7): 204–212.
- JAEGER, J. & M. SCHERINGER 1998: Transdisziplinarität - Problemorientierung ohne Methodenzwang. *GAIA* 7 (1): 10–25.
- KEYNES, J.M. 1921: A treatise on probability. Macmillan, London.
- KLASCHKA, U., LANGE, A. & S. MADLE, S. 1997: Das OECD-Prüfrichtlinienprogramm. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 9 (6): 387–396.
- KNIGHT, F.H. 1921: Risk, uncertainty, and profit. Boston.
- KUNREUTHER, H. 1992: A conceptual framework for managing low-probability events. In: KRIMSKY, S. & D. GOLDING (eds.): Social theories of risk. Praeger, Westport/CT: 301–320.
- LAMNEK, S. 1989: Qualitative Sozialforschung, Bd. 2: Methoden und Techniken. Psychologie Verlags Union, München.
- MEIER, H. 1997: Koordination von Eingriffsregelung und Umweltverträglichkeitsprüfung in Niedersachsen. Aufgaben und Handlungsstrategien der Naturschutzverwaltung im Spannungsfeld zwischen Umweltvorsorge und Verfahrensbeschleunigung. Diss. Univ. Hannover.
- MEUSER, M. & U. NAGEL 1991: ExpertInneninterviews – vielfach erprobt, wenig bedacht. Ein Beitrag zur qualitativen Methodendiskussion. In: GARZ, D. & K. KRAIMER (eds.): Qualitativ-empirische Sozialforschung. Westdeutscher Verlag, Opladen: 441–468.
- MÜLLER, D., PERROCHET, S., FAIST, M. & J. JAEGER 1998: Ernähren und Erholen mit knapper werdender Landschaft. In: BACCINI, P. & F. OSWALD (eds.): Netzstadt. Transdisziplinäre Methoden zum Umbau urbaner Systeme. Verlag der Fachvereine, Zürich: 28–59.
- PANTLI, A.-K. 1998: „Es besteht indessen [k]ein Anlass, an der Richtigkeit des Protokolls zu zweifeln.“ Die juristische Protokollierungspraxis aus linguistischer Sicht. Lizentiatsarbeit (Germanistik) Univ. Zürich.
- PERROW, C. 1987: Normale Katastrophen. Die unvermeidbaren Risiken der Großtechnik. Campus, Frankfurt/Main, ²1992.
- RAYNER, S. 1992: Cultural theory and risk analysis. In: KRIMSKY, S. & D. GOLDING (eds.): Social theories of risk. Praeger, Westport/CT: 83–115.
- RENN, O. 1981: Wahrnehmung und Akzeptanz technischer Risiken. Bd. I: Zur Theorie der Risikoakzeptanz: Forschungsansätze und Modelle. Jülich (= Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich, Nr. 97, Bd. I).
- RENN, O. 1992: Concepts of risk: a classification. In: KRIMSKY, S. & D. GOLDING (eds.): Social theories of risk. Praeger, Westport/CT: 53–79.

- RENN, O. 1993: Technik und gesellschaftliche Akzeptanz: Herausforderungen der Technikfolgenabschätzung. In: GAIA 2 (2): 67–83.
- ROLLER, G. 1999: Die Möglichkeiten und Grenzen der rechtlichen Risikosteuerung. Politische Ökologie 17, Nr. 60 (Juni 99): 55–58.
- ROPOHL, G. 1991: Technologische Aufklärung. Beiträge zur Technikphilosophie. Suhrkamp, Frankfurt/Main.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1987: Umweltgutachten 1987. Kohlhammer, Stuttgart.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1994: Umweltgutachten 1994. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996: Umweltgutachten 1996. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998: Umweltgutachten 1998. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- SCHAEFER, H. 1976: Die Hierarchie der Risikofaktoren. Medizin, Mensch, Gesellschaft (MMG) 1 (3): 141–146.
- SCHAEFER, J., DEPPERT, W. & B. KRALEMANN 2000: Das Risikofaktorkonzept in der Medizin. Kritik, Probleme und Grenzen seiner Anwendung. In: BRECKLING, B. & F. MÜLLER (eds.): Der ökologische Risikobegriff. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie im März 1998. Peter Lang, Frankfurt: 191–202.
- SCHERINGER, M. 1997: Characterization of the environmental distribution behavior of organic chemicals by means of persistence and spatial range. In: Environmental science and technology 31 (10): 2891–2897.
- SCHERINGER, M. 1999: Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien. Wiley-VCH, Weinheim.
- SCHERINGER, M. & M. BERG 1994: Spatial and temporal range as measures of environmental threat. Fresenius environmental bulletin 3 (8): 493–498.
- SCHERINGER, M., BERG, M. & U. MÜLLER-HEROLD 1994: Jenseits der Schadensfrage: Umweltschutz durch Gefährdungsbegrenzung. In: BERG, M., et al. (eds.): Was ist ein Schaden? v/d/f Hochschulverlag, Zürich: 115–146.
- SCHERINGER, M., MATHES, K., WEIDEMANN, G. & G. WINTER 1998: Für einen Paradigmenwechsel bei der Bewertung ökologischer Risiken durch Chemikalien im Rahmen der staatlichen Chemikalienregulierung. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 11 (2): 227–233.
- SCHERINGER, M. & K. HUNGERBÜHLER 1998: Exposure-based and effect-based environmental risk assessment for chemicals: two complementary approaches. In: ALEF, K., et al. (eds.): Eco-Informa '97: Information and Communication in environmental and health issues. Vol. 12, Eco-Informa Press, Bayreuth: 173–178.
- SCHOLLES, F. 1996: Methoden zur Bewertung der Umweltverträglichkeit – Beispiele. In: BUCHWALD, K., & W. ENGELHARDT (eds.): Bewertung und Planung im Umweltschutz. (= Umweltschutz - Grundlagen und Praxis, Band 2), Economica, Bonn: 474–499.
- SCHOLLES, F., 1997: Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. (= UVP spezial 13), Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.
- SCHULZ-BALDES, M. 1999: Politikberatung zum Globalen Wandel - Zum Wissenschaftlichen Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 12 (1): 22–29.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER BUNDESREGIERUNG GLOBALE UMWELTVERÄNDERUNGEN (WBGU) 1999: Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahrgutachten 1998. Springer, Berlin.