

Bedarf nach Unsicherheits-Unterscheidungen

Eine empirische Untersuchung zum Umgang mit Unsicherheit bei der Eingriffsbewertung

Von Jochen Jaeger

Zusammenfassung

Die Anwendung wirkungsanalytischer Verfahren für die Eingriffsbewertung wird durch mehrere grundsätzliche Schwierigkeiten („Tantalusprobleme“) eingeschränkt, die als kennzeichnend für die Struktur umweltwissenschaftlicher Fragestellungen gelten können. Welche Konzepte werden heute in der Praxis eingesetzt, um mit den unterschiedlichen Arten verbleibender Unsicherheiten umzugehen? Um diese Frage zu beantworten, wurde mit Methoden der qualitativen Sozialforschung in den Berufsgruppen Naturschutz, Verkehrsplanung und Landschaftsplanung eine Expertenbefragung über das Thema „Landschaftszerschneidung“ durchgeführt. Die Ergebnisse führen auf sechs Typen des Umgangs mit Unsicherheiten in der Praxis, die jeweils Elemente der zwei Extrempositionen eines strikten *Vorsorgeprinzips* einerseits und eines strikten *Beweispflichtprinzips* andererseits in spezifischer Weise miteinander verknüpfen. Ein – nicht wertender – Unsicherheitsbegriff für Wirkungsbereiche im Feld zwischen der Kategorie plausibel konkretisierbarer unsicherer Folgen und der Kategorie völlig unabsehbarer Folgen ist jedoch nicht erkennbar. Hier besteht eine „Lücke“ im Begriffsspektrum der Befragten.

Solche Wirkungsbereiche (z.B. Summenwirkungen und Wirkungen auf die Dynamik von Metapopulationen) werden von einigen Befragten als „Spekulationen“ abgewertet und als „irrelevant“ eingestuft. Einige andere Befragte vertreten allerdings die Ansicht, dass sie in der Abwägung berücksichtigt werden müssten.

Die Ergebnisse zeigen die Notwendigkeit auf, verschiedene Arten von Unsicherheit sorgfältig und klar zu unterscheiden. Zudem sollten die bisherigen wirkungsorientierten Bewertungsmethoden u.a. durch das Konzept der Umweltgefährdung ergänzt werden, welches sich auf eine Charakterisierung der Eingriffe und der Veränderung der *Bedingungen* für das Auftreten künftiger Umweltschäden stützt.

Summary

Assessment of Environmental Interference and the Need for a Distinction between Different Kinds of Uncertainty - An Empirical Investigation on Dealing with Uncertainty

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 tasks in assessing and evaluating environmental interventions. Which concepts of risk and uncertainty are applied in practice? In order to answer this question, a series of qualitative interviews have been conducted with experts from traffic engineering, nature conservation, and landscape planning about environmental interventions contributing to landscape fragmentation. The analysis of the interviews revealed six distinct approaches of coping with uncertainties in practice. Each approach combines elements of a rigid *precautionary principle* with elements of a – likewise rigid – *proof-first principle* 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 and effects on meta-population dynamics. Several interviewees depreciate these effects as „speculations“ and, consequently, as „irrelevant“ to environmental decision making. Others assess them as noteworthy and think they should be considered in the decision making process (but also 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 the concept of environmental threat that focuses on quality of the interventions and on *conditions* for future damages rather than on the potential effects.

sich die Aufgabe, die verbleibenden Unsicherheiten abzuschätzen und neue, verbesserte tragfähige Kriterien und Indikatoren für die Umweltverträglichkeit von Eingriffen zu entwickeln und zu begründen. Mit welchen Begriffen können die verbleibenden Unsicherheiten dabei hinreichend differenziert werden?

Dieser Beitrag untersucht die empirische Fragestellung, welche Unsicherheitssituationen derzeit in der Abwägung über landschaftszerschneidende Eingriffe unterschieden werden und welche Strategien des Umgangs mit Unsicherheit angewendet werden.

Hierzu wurde eine Reihe von qualitativen Experteninterviews durchgeführt. Der Beitrag fasst zunächst die Kritik an der Wirkungsorientierung des etablierten Risikobegriffs zu sechs „Tantalusproblemen“ zusammen (Abschnitt 2). Die Abschnitte 3 und 4 stellen die empirischen Ergebnisse der Interviews vor. Die anschließende Diskussion der „Tantalusprobleme“ und der Interviewergebnisse verdeutlicht die Notwendigkeit, zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheit zu unterscheiden und jeweils passende Konzepte für den Umgang mit ihnen anzuwenden. Das macht die Entwicklung von neuen Bewertungsverfahren erforderlich, die sich statt des herkömmlichen Wirkungsbezugs auf die Art und das Ausmaß der Veränderungen auf Grund der geplanten Eingriffe stützen (Abschnitte 5 und 6). Hierfür steht beispielsweise seit einigen Jahren das Konzept der „Umweltgefährdung“ zur Verfügung, welches zur Bewertung von Umweltchemikalien entwickelt wurde. Der vorliegende Beitrag schlägt daher abschließend eine Übertragung dieses Konzeptes auf die Bewertung von Landschaftseingriffen vor.

2 Die „Tantalusprobleme“: Grenzen der Prognostizierbarkeit

Mehrere grundlegende Schwierigkeiten behindern die Erstellung von Wirkungsanalysen und stellen die tiefere Ursache für verbleibende Unsicherheiten bei der Prognose von Eingriffsfolgen dar (Tab. 1). Ihre Bezeichnung als „Tantalusprobleme“ soll darauf hindeuten, dass sich diese Probleme einem direkten und durchgängigen Lösungszugriff stets entziehen – wie sich das Wasser und die Früchte dem Tantalus entziehen, wenn er seine Hand nach ihnen ausstreckt: Tantalus, ein Sohn des Zeus und einer Nymphe, hatte die Allwissenheit der Götter prüfen wollen, indem er ihnen seinen geschlachteten Sohn Pelops zum Mahl vorsetzte. Er wurde dafür in der Unterwelt mit ewigem Durst und Hunger bestraft: Er stand im Wasser, welches zurückwich, wenn er trinken wollte; über ihm hingen Zweige mit Früchten, die sich ihm entzogen, wenn er nach ihnen griff.

Die „Tantalusprobleme“ müssen statt einer unmittelbaren Lösung immer wieder neu im jeweiligen Forschungszusammenhang bearbeitet und bewältigt – oder umgangen – werden. Sie können geradezu als kennzeichnend für die Struktur umweltwissenschaftlicher Fragestellungen gelten.

1 Problemstellung: Planungsentscheidungen unter Unsicherheit

Entscheidungen über geplante Umwelteingriffe sind weitgehend Entscheidungen unter Unsicherheit: Sie müssen getroffen werden, ohne dass die Eingriffsfolgen vollständig bekannt sind. Der Begriff des „Risikos“, wie er in der Entscheidungstheorie und in den Ingenieurwissenschaften ausgearbeitet wurde, trifft allerdings auf die Situation, dass benötigtes Wissen über die Folgen von geplanten Umwelteingriffen fehlt, oftmals nicht zu (vgl. hierzu Abschnitt 2). Es stellt

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

| Bezeichnung | Kurzbeschreibung/Kennzeichen | Beispiel |
|---|---|--|
| 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 | Ökosysteme grenzen sich nicht wie Organismen selbst von ihrer Umgebung ab – es ist daher nicht klar, wie sie räumlich, zeitlich und funktional abzugrenzen sind | Unterteilung einer Landschaft in eine Vielzahl einzelner Ökosysteme |
| Zeitmaßproblem (Problem der langen Reaktionszeiten) | sehr lange Akkumulations-, Latenz- und Reaktionszeiten von Ökosystemen, sodass 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, Bodenreuebildung |
| Zurichtbarkeitsproblem | Unmöglichkeit einer (auf Reproduzierbarkeit abzielenden) experimentellen Zurichtung und Beherrschung von Ökosystemen | Experimente mit der Evolution von Arten, Klimaexperimente |
| Sukzessionsproblem | Bestehen einer Vielzahl zukünftiger Möglichkeiten, da sich viele Ökosysteme ständig dynamisch weiterentwickeln – Gleichgewichtsvorstellungen haben deshalb nur für kurze Zeiträume Gültigkeit, es können keine längeren Relaxationszeiten für äußere Eingriffe bestimmt werden; Unmöglichkeit des Vergleichs, welche Dynamik sich ohne den Eingriff ergeben hätte | 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: Es ist im Allgemeinen nicht möglich, Ökosysteme in der Komplexität ihrer Wirkmechanismen durch eine endliche Zahl von Beschreibungsgrößen vollständig zu erfassen. Das 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, 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. Auf der anderen Seite führt die Ausdifferenzierung und „Überspezialisierung“ der Wissenschaft zu einer zunehmend unübersichtlichen Menge konditionaler, zusammenhangloser Detailergebnisse und dadurch zu einer „Überkomplexität des Hypothesenwissens“ (BECK 1986: 256). Von einer solchen eng spezialisierten und fragmentierten Wissenschaft können demnach ebenfalls kaum Antworten auf die Frage nach den relevanten Zusammenhängen für das Reaktionsverhalten des Gesamtsystems – z.B. einer Landschaft – erwartet werden.

Eingeführt und diskutiert wird der Begriff der Überkomplexität von Ökosystemen bei BERG & SCHERINGER (1994) und bei SCHERINGER (1999: 28ff). BERG & SCHERINGER verstehen das Abgrenzbarkeitsproblem als Teil des Überkomplexitätsproblems. Sie un-

tersuchen außerdem das Problem der *normativen Unbestimmtheit* von Umweltveränderungen als Ursache von Bewertungsschwierigkeiten. Wesentliche Aspekte der „Tantalusprobleme“ diskutiert auch GORKE (1999: 27ff) unter den Stichworten „Komplexität“, „Nichtlinearität“, „Abgrenzung“, „Störung und Meßwertverfälschung“, „Einzigartigkeit und Verallgemeinerung“ sowie „Qualität und Quantität“.

Die „Tantalusprobleme“ und die daraus resultierenden Prognoseschwierigkeiten haben zur Konsequenz, dass eine Bewertung von geplanten Umwelteingriffen anhand der Art und Stärke der möglichen Folgewirkungen oft nur partiell durchführbar ist (vgl. auch den Beitrag von JESSEL in diesem Heft): In der Regel bestehen signifikante Wissenslücken darüber, *welche Folgewirkungen* möglich sind und *mit welchen Wahrscheinlichkeiten* die möglichen 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, und es stellt sich die Frage, durch welche *anderen* Unsicherheitsbegriffe diese Situationen angemessen beschrieben werden können.

In der *Entscheidungstheorie* unterscheidet man gegenüber der *Risiko*-Situation die Situation der *Ungewissheit (uncertainty)*, in der keine oder nur unzureichende Angaben über die potenziellen Schäden oder ihre Eintrittswahrscheinlichkeiten verfügbar sind (HARGREAVES HEAP et al. 1992: 349f). Wie Abb. 1 zeigt, kann innerhalb von Ungewissheit 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) sowie zwischen *Undeutlichkeit* und *Unkenntlichkeit*. 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 (Grad der *Abschätzungssicherheit*). Diese Einteilung 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.).

Dass im Aufgabenbereich der Umweltwissenschaften auch Situationen von Unge-

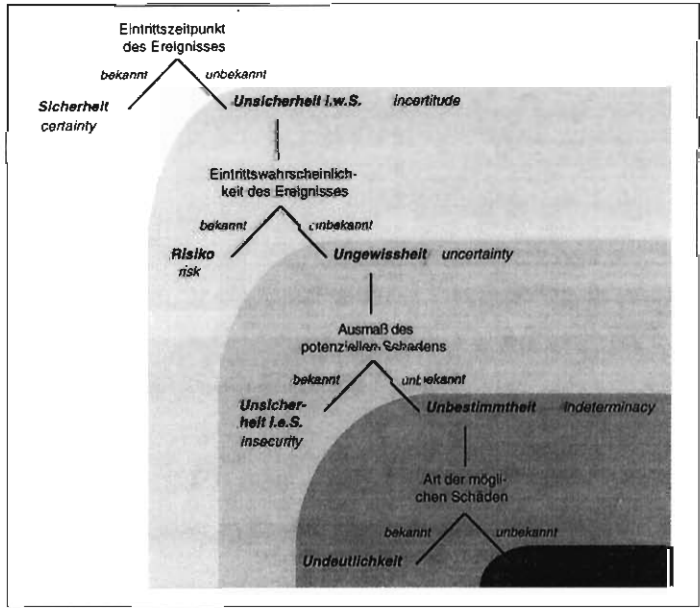


Abb. 1: Unterscheidung von Sicherheit und von verschiedenen Formen von Unsicherheit (in der Darstellung als Entscheidungsbaum; Quellen: u.a. DÜRRENBERGER 1994, TEGNER & GREWING 1996: 443).

wissheit auftreten, wird bei der Rede von „ökologischen Risiken“ oft nicht genug deutlich. „Ökologische Risiken“ bezeichnen die Möglichkeit zukünftiger ökologischer Schäden. Um ökologische Risiken als „Risiken“ genauer zu bestimmen, muss zunächst Einigung darüber erzielt werden, welche Umweltveränderungen als „Schäden“ oder „Beeinträchtigungen“ angesehen, d.h. als negativ bewertet werden sollen. Anschließend bedarf es einer Wirkungsanalyse, d.h. einer Untersuchung, welche Einwirkungen bei welchen Intensitäten mit welchen Wahrscheinlichkeiten zu welchen Auswirkungen führen werden. Die damit verbundenen Probleme betreffen auch die *ökologische Risikoanalyse* nach BACHFISCHER (1978). Sie stellt eine Methode für Entscheidungen unter Unsicherheit dar, ist aber – als „eine Form der Wirkungsanalyse“ (BACHFISCHER 1978: 72) – ebenfalls den Tantalusproblemen ausgesetzt. Beide Risikobegriffe sind also wirkungsorientiert definiert, d.h. auch der Begriff des „ökologischen Risikos“ löst die mit der Wirkungsorientierung verbundenen Probleme nicht (vgl. EBERLE 1984, JAEGER 2000a).

3 Positionen des Umgangs mit Unsicherheiten in der Planungspraxis

Wie wird mit den verbleibenden Ungewissheiten (d.h. wenn die Risikokomponenten nicht hinreichend bekannt bzw. nicht zugänglich sind) heute in der Praxis umgegangen? Um diese Frage zu beantworten, wurden in einem transdisziplinären Forschungsprojekt Expertinnen und Experten aus unterschiedlichen Berufsgruppen befragt, wie sie die Landschaftszerschneidung als Umweltproblem bewerten. Die Ergebnisse aus der Befragung wurden mit quantitativen Methoden zur Erfassung der Zerschneidung verbunden, um Kriterien und Indikatoren für die Beurteilung der Erheblichkeit landschaftszerschneidender Eingriffe zu entwickeln (Ergebnisse zum naturwissenschaftlich-quantitativen Teil in MÜLLER et al. 1998 und JAEGER 2000b).

Transdisziplinäre Forschung ist dadurch gekennzeichnet, dass

- ▶ eine disziplinenübergreifende Problemstellung (hier: kontinuierliche Zunahme der Landschaftszerschneidung) mit disziplinen- und auch wissenschaftsexternem Ursprung bearbeitet wird (Problemorientierung),
- ▶ Methoden, die ganz unterschiedlichen Disziplinen entstammen, zur Bearbeitung einer übergreifenden Fragestellung eingesetzt bzw. miteinander kombiniert werden (Freiheit in der Methodenwahl),
- ▶ die Problemstellung in Teilbereiche gegliedert wird, um sie einer Bearbeitung mit disziplinären Methoden (angepasst an die Fragestellung) zugänglich zu machen (Problemzerlegung),
- ▶ jeder Teilbereich auf die übrigen Teilbereiche (und auf das Gesamtproblem) ausgerichtet ist, sodass Zwischenergebnisse aus dem einen Bereich eine Vertiefung der Bearbeitung in einem anderen Bereich ermöglichen (wechselseitiger Bezug der Teilbereiche).

Zur Unterscheidung von multi-, inter- und transdisziplinärer Forschung vgl. JAEGER & SCHERINGER (1998).

Die Befragung erfolgte durch vierzehn zwei- bis dreistündige qualitative Interviews im Raum Süddeutschland. Die befragten Expertinnen und Experten lassen sich den drei Gruppen

- ▶ Naturschutz („Ns“),
- ▶ Verkehrsplanung („Vp“),
- ▶ Landschaftsplanung und andere („Lp“) zuordnen, in denen sie beruflich tätig sind (die dritte Gruppe enthält auch zwei Befragte aus dem Tätigkeitsfeld Planfeststellung bzw. freies Planungsbüro). Die Interviews hatten die berufliche, fachliche Sichtweise der Befragten zum Inhalt; es wurden keine ehrenamtlich im Naturschutz engagierten Personen befragt.

Die Fragen bezogen sich auf die nach der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) verbleibenden Unsicherheiten, d.h. die Durchführung der üblichen UVS-Routine wurde vorausgesetzt. Die 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 vor allem auf die Bestimmung des Ausgleichs und den Variantenvergleich.

Drei Fragen standen im Interviewabschnitt zur Rolle von Unsicherheiten 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?

Bei der Analyse qualitativer Interviews sind zwei wichtige methodische Aspekte zu beachten (zur Methode vgl. FLICK 1995, LAMNEK 1989, MEUSER & NAGEL 1991):

- ▶ Repräsentanz hinsichtlich der Häufigkeit der vertretenen Positionen kann nicht erreicht werden, da die Anzahl der Interviews schon auf Grund des hohen Aufwands bei der Durchführung und Auswertung eng begrenzt bleiben muss (allein die Transkripte der vierzehn Interviews umfassen 770 Seiten). Die Stärke der qualitativen Befragung liegt in der Erhebung, *welche* Positionen überhaupt vorhanden sind, sowie in deren Darstellung und Explication durch die Befragten selbst (LAMNEK 1989: 63). Um ein möglichst breites Argumentationsspektrum zu erzielen, erfolgt die Auswahl der Befragten nach dem Verfahren des *theoretical sampling* (FLICK 1995: 81f, LAMNEK 1989: 91f

und 381). Die Befragung wird so lange weitergeführt, bis eine Sättigung eintritt, d.h. bis in weiteren Interviews keine wesentlich neuen Positionen oder Argumente mehr vorgebracht werden.

▶ Die Untersuchung bezieht sich auf die Sichtweisen der Befragten anhand der von ihnen gemachten Aussagen und nicht etwa auf eine „objektive“ Realität der UVP. Es sind diese Sichtweisen und Interpretationsleistungen der Akteure, welche am Entscheidungsprozess beteiligt sind, die in der Abwägung aufeinander treffen und letztlich zu einer bestimmten Entscheidung führen (hinzukommen Akteure aus politischen Gremien).

Es folgt zunächst ein Überblick über die Aussagen der Befragten zur Frage nach dem Umgang mit Unsicherheiten. Auf dieser Grundlage werden anschließend die Fragen (1) bis (3) beantwortet. Eine Differenzierung der Befragungsergebnisse nach den drei Gruppen ist hier aus Platzgründen allerdings nicht möglich, vgl. dafür JAEGER (1999).

Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Befragten zeigen sich bereits bezüglich der Frage, wie *umfangreich* (und wie relevant) die verbleibenden Unsicherheiten sind. Die Vorschläge für den Umgang mit diesen Unsicherheiten lassen sich in einem ersten Schritt grob zwischen zwei Extremstandpunkten einordnen: einem strikten Vorsorgeprinzip, das jegliche Handlungen mit Unsicherheit über die Folgen zu vermeiden fordert (*precautionary principle*), und einem strikten Beweispflichtprinzip, welches behauptet, dass die Kosten für die Vermeidung von Unsicherheiten und das Sich-entgehenlassen von Chancen nur durch den sicheren Nachweis negativer Folgen gerechtfertigt werden können (*proof-first principle*, vgl. z.B. RAYNER 1992: 109). Beispiele für Aussagen der Befragten zwischen diesen beiden Extremen sind:

▶ „Wenn ich es nicht weiß, dann müsste ich den Eingriff ablehnen. (...) Also ich weiß nicht, was ich kaputt mache, also baue ich die Straße nicht.“ (Ns)

▶ „Ich kann Sachen nur dann zulassen, (...) wenn ich mir die Auswirkungen klargemacht habe. Habe ich Auswirkungen, die ich nicht abschätzen kann, die aber entscheidungsrelevant sind, kann ich das Vorhaben nicht zulassen, dann muss ich es untersuchen lassen. (...) Bei einem hohen Gefährdungspotenzial brauche ich mehr Sicherheit, um die Auswirkungen zu beurteilen. Bei einem geringeren Gefährdungspotenzial kann es sein, dass man mit geringeren Maßstäben zurechtkommt.“ (Lp)

▶ „Sie müssen das juristisch sehen, ich darf für Dinge, die gar nicht da sind oder die nicht bekannt sind, auch gar kein Geld ausgeben. (...) Auch wenn sie unsicher sind, ich kann ja das nicht abschätzen. (...) Und die Ökologen, die denken da anders, die wollen alles auf einmal, auch die ganze Unsicherheit wollen sie abgedeckt wissen auf ewig. Und das ist natürlich ein Aufwand, der (...) volkswirtschaftlich nicht richtig ist.“ (Vp)

Die genauere Analyse des Interviewmaterials lässt sechs idealtypische Standpunkte erkennen (Kurzbeschreibungen in Tab. 2),

Tab. 2: Empirisch ermittelte Positionen zum Umgang mit Unsicherheiten in der Abwägung über landschaftszerschneidende Eingriffe (Kurzbeschreibungen).

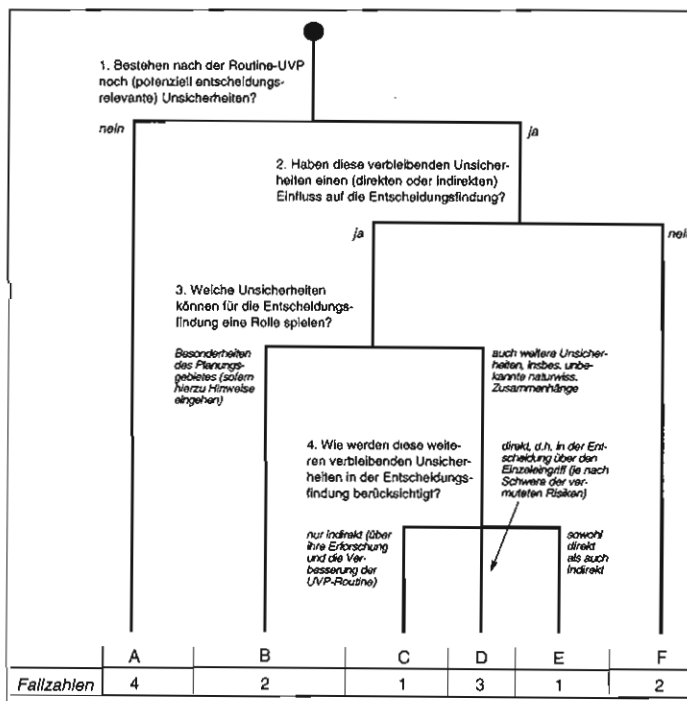
| Position | Erläuterung |
|--|---|
| A „Unsicherheiten sind marginal“ | Die nach der UVP verbleibenden Ungewissheiten sind marginal und mit Sicherheit nicht entscheidungsrelevant. Sie können daher vernachlässigt werden. |
| B „offen für Hinweise“ | Die Planung sollte offen sein für plausible Hinweise 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. |
| C „zuerst Grundlagen erforschen“ | 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). |
| D „differenzierte Behandlung“ | Für die verbleibenden Unsicherheiten <i>muss 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. |
| E „differenzierte Behandlung sowie Erforschung“ der Grundlagen | Je nach Schwere der vermuteten Risiken muss unterschiedlich gehandelt werden; unbekannte Wirkungszusammenhänge sollten getrennt erforscht werden, um die Erhebungsmethoden zur UVP zu verbessern (d.h. Verbindung der Positionen C und D). |
| F „Vollzugsdefizit liegt woanders“ | Die wesentlichen Vollzugsdefizite des Naturschutzgesetzes liegen im Bereich der <i>bekannt</i> Folgen und weniger im Bereich der Unsicherheiten. Daher ist es wichtiger, sich für die Aus handlung eines angemessenen Ausgleichs für die bekannten Folgen zu engagieren, als sich darüber hinaus noch mit den Unsicherheiten zu befassen. |

nach denen die Aussagen der Befragten verglichen und geordnet werden können.

Abb. 2 verdeutlicht die Unterschiede zwischen den Positionen anhand von vier Fragen, welche durch die sechs Standpunkte unterschiedlich beantwortet werden. Diese 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. Darüber hinaus sind die Aussagen einer Person so allgemein gehalten, dass keine Tendenz für oder gegen eine der sechs Positionen erkennbar ist. Auffällig ist die Nähe der Position F (vertreten in der Gruppe „Ns“) zur Position A (vertreten in der Gruppe „Vp“) durch die Übereinstimmung in der Aussage,

Abb. 2: Darstellung der Unterschiede, die zwischen den empirisch ermittelten Positionen zum Umgang mit Unsicherheiten bestehen, anhand von vier Fragen. Die Fragen wurden in dieser Form nicht in den Interviews gestellt, sondern aus den Positionen rekonstruiert.



dass Unsicherheiten bei der Abwägung in der Praxis keine Rolle spielen. Diese Aussage erfolgt allerdings mit sehr unterschiedlichen Begründungen und auf Grundlage sehr unterschiedlicher Zielvorstellungen.

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

1. Wertigkeit der Landschaft (Arteninventar, Schutzwürdigkeit etc.),
2. naturwissenschaftliche Zusammenhänge,
3. Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen,
4. Summenwirkungen,
5. Unfallszenarien,
6. Monetarisierung der potenziellen Schäden in der Kosten-Nutzen-Kalkulation.

Die meisten Vorschläge (37 von insgesamt 50) für den Umgang mit diesen Unsicherheiten beziehen sich auf den ersten Bereich („Wertigkeit der Landschaft“). Die Zahl der Vorschläge nimmt in den Unsicherheitsbereichen „naturwissenschaftliche Zusammenhänge“, „Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen“ und „Summenwirkungen“ hingegen stark ab. Die Bereiche 5 und 6 werden sogar nur je einmal genannt. Wenn die einzelnen Maßnahmenvorschläge der Befragten in vier Gruppen oder „Handlungsstrategien“ eingeteilt werden, lassen sich die unterschiedlichen Strategien im Umgang mit Unsicherheit zwischen den sechs Positionen A bis F verdeutlichen, wie es Tab. 3 zeigt (nur vier der sechs Unsicherheitsbereiche sind dort wiedergegeben). Auf der Grundlage dieser Typenbildung werden im folgenden Abschnitt die drei zu Beginn von Abschnitt 3 gestellten Fragen beantwortet.

4 Starke Tendenz zur Nichtberücksichtigung der verbleibenden Ungewissheiten

4.1 Kategorien von Unsicherheit

Zur Frage (1) nach den in der Praxis unterschiedenen *Arten* von Unsicherheit: Zunächst lässt sich in den Aussagen der Befragten erkennen, dass sie insgesamt drei 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 orientieren sich für die Unterscheidungen zwischen diesen drei Arten unsicherer Folgen daran, ob die Folgen bereits bei früheren Eingriffen festgestellt wurden, ob ihr Auftreten auch für den geplanten Eingriff plausibel vorstellbar ist und welches Ausmaß sie haben können. Bei früheren Eingriffen bisher *nicht festgestellte* Folgen werden dabei offenbar nicht berücksichtigt – unabhängig davon, ob sie möglicherweise bereits aufgetreten sind. Auf Grund dieser Einteilung unsicherer Folgen werden die möglichen Wirkungsbereiche des Eingriffs beur-

Tab. 3: 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.

| vorgeschlagene Handlungsstrategie | Bereich der Unsicherheiten | | | |
|--|--|---|-----------------------------------|--------------------|
| | 1. Wertigkeit der Landschaft | 2. naturwiss. Zusammenhänge | 3. Erfolg von Ausgleichsmaßnahmen | 4. Summenwirkungen |
| (1) Maßnahmen der Klärung und/oder Beobachtung | B („offen für Hinweise“) | C („zuerst Grundlagen erforschen“) E („differenzierte Behandlung und Erforschung“) | • | • |
| (2) Berücksichtigung ohne eine weitere Klärung | • | • | • | keine Vorschläge |
| (3) Vernachlässigung der Unsicherheiten | A („Unsicherheiten sind marginal“) F („Vollzugsdefizit liegt woanders“) | keine Vorschläge | keine Vorschläge | • |
| (4) Mischung aus (1), (2) und (3) je nach Art oder Höhe der vermuteten Risiken | D („differenzierte Behandlung“) E („differenzierte Behandlung und Erforschung“) | keine Vorschläge | keine Vorschläge | keine Vorschläge |

teilt. Die Beurteilung erfolgt somit *folgenorientiert* bzw. *wirkungsorientiert*, d.h. anhand des Kriteriums „Höhe der Schäden, deren Eintritt plausibel möglich erscheint“.

Wirkungsbereiche, in denen die Folgen nicht im Einzelnen prognostiziert (oder zumindest plausibel gemacht) werden können, können in dieser Einteilung nicht zugeordnet werden. Das betrifft den gesamten Bereich der Unbestimmtheit (vgl. Abb. 1). Die Orientierung an der Höhe der potenziellen Schadensereignisse ist in diesem Fall nicht möglich. Auch im Bereich von Unsicherheit i.e.S. erscheint die Beurteilung nach der Plausibilität der einzelnen prinzipiell vorstellbaren Folgen problematisch, da die Möglichkeit ihrer Summierung (aber auch die Verknüpfung mit anderen Einwirkungen, z.B. aus der Landwirtschaft) dadurch aus dem Blick gerät („Marginalisierungsfalle“).

Diese Bereiche fallen durch das obige Schema, d.h. es besteht eine Lücke im Spektrum der verwendeten Begriffe. Sie lassen sich weder in Gruppe a) noch in b) oder c) einordnen. Jede Zuordnung würde eine Aussage über ihre Auswirkungen implizieren, die so aber nicht getroffen werden kann. Falls sie beispielsweise der Gruppe a) zugeordnet werden, implizierte dieses, dass ihre Folgen völlig unabsehbar wären. Diese Implikation ist jedoch nicht zutreffend. Die Lücke im Begriffsspektrum liegt quer zur Unterscheidung zwischen der Kategorie der konkretisierbaren unsicheren Folgen (d.h. mehr oder weniger „plausible Risiken“) und dem Bereich der völlig unabsehbaren Folgen; sie umfasst insbesondere Wirkungsbereiche, in denen die Unsicherheit über die Folgen so groß ist, dass nicht verlässlich beurteilt werden kann, ob die Folgen entscheidungsrelevant sein könnten oder nicht – von *völliger* Ahnungslosigkeit kann hingegen nicht gesprochen werden.

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

► „Frage: ‘Veränderungen in der Nahrungskette’ hatten Sie eher vorgeschlagen, nicht als Folge der Landschaftszerschneidung anzusehen?“

► Antwort: Ja, weil nicht nachweisbar, nur spekulativ bisher.“ (Vp)

Manche Befragte verwenden für solche Situationen auch die Bezeichnung „Restrisiko“:

► „Ich habe natürlich immer ein Restrisiko, und ich hab’ sicher auch immer Dinge, die passieren, die ich jetzt übersehen habe, oder die nicht bekannt geworden sind. Aber das ist ja nichts, (...) was ich schon von vornherein mit einkalkuliere.“ (Lp)

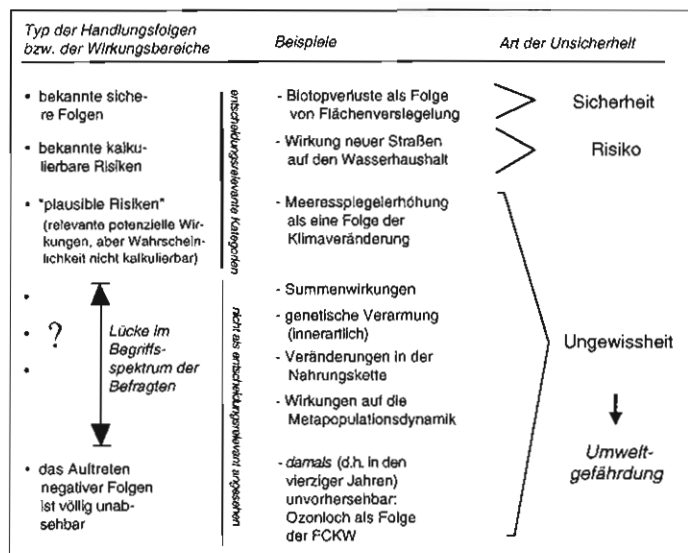


Abb. 3: Konsequenz der Interviewergebnisse: Es besteht eine Lücke im Begriffsspektrum zwischen für wahrscheinlich gehaltenen „plausiblen Risiken“ und völliger Unabsehbarkeit.

Abb. 3 stellt die verbleibende Lücke im Begriffsspektrum der Befragten anhand von Beispielen und der Unterscheidung von Risiko und Ungewissheit dar.

4.2 Stellung von Unsicherheiten in der Abwägung

Die zweite der drei im vorigen Abschnitt gestellten Fragen richtet sich darauf, welchen *Stellenwert* Unsicherheiten in der Abwägung über den Eingriff haben. Zwei konkrete Beispiele zeigen, welchen Stellenwert die Befragten den unsicheren Bereichen zuordnen bzw. welchen Stellenwert diese ihrer Wahrnehmung nach in der Abwägung haben. Das erste Beispiel betrifft die Funktions- und Überlebensfähigkeit von Metapopulationen:

► „Antwort: Also das [die Überlebenswahrscheinlichkeiten von Metapopulationen] wurde manchmal schon angesprochen, aber wenn (...) jetzt die Population, die untersucht wird, nicht ganz vom Aussterben bedroht ist, weil die Minimumareale noch reichen, dann muss ich ja nicht noch untersuchen, ob da die Metapopulation bedroht ist. Wenn die eigentliche Population überleben kann, muss ich davon ausgehen, dass das Gesamte auch weiter funktioniert.“

► Frage: M-h, dann ist höchstens die Frage, ob der Genaustausch noch funktioniert dann?

► Antw.: Ja, gut. Das ist in einzelnen Fällen mal angesprochen worden, aber... Also mir ist jetzt jedenfalls kein konkretes Projekt bekannt, wo ich mir was drunter vorstellen könnte.“ (Lp)

Mehrfach angesprochen wurde auch das zweite Beispiel, das Thema der Summenwirkungen:

► „Und es bleibt dann immer noch (...), dass Sie eine Wechselwirkung von vielen Einflussfaktoren haben, die letztendlich dann im großen Maßstab zu Veränderungen führen. (...) Aber (...) um jetzt generell etwa eine Entwicklung aufzuhalten, etwa einen Rückgang der (...) Artenvielfalt oder so etwas, das geht weit über die Aufgabe des Ausgleichs an Verkehrswegen hinaus, und dann haben Sie grundsätzlich die Frage der menschl-“

chen Aktivitäten und überhaupt der menschlichen Bevölkerung an sich gegen die Natur zu stellen.“ (Vp)

► „Das bringt uns natürlich verfahrensmäßig auch immer wieder Schwierigkeiten, denn (...) im Planfeststellungsverfahren für eine Straße gilt's natürlich nur Stellung zu nehmen zur Straße. (...) Und wenn wir jetzt da reinbringen würden noch (...) die Folgewirkungen, dann heißt's: 'Folgewirkungen, das geht euch überhaupt nichts an, das ist reine Theorie, die ihr hier macht.' Aber jedermann weiß ja, so was geht nur (...), wenn man ein Flurbereinigungsverfahren durchführt. Und die Gemeinden rechts und links, die (...) weisen dann gleich in ihren Flächennutzungsplänen wieder weitere Baugebiete aus.“ (Ns)

Die Zitatbeispiele illustrieren, dass diese mit großen Unsicherheiten verbundenen Wirkungsbereiche für die Abwägung nur ein geringes Gewicht erhalten – begründet jeweils mit ganz verschiedenen Argumenten, welche sich durchaus nicht nur 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.

4.3 Strategien zum Umgang mit Unsicherheiten

Die dritte Frage nach den Strategien zum *Umgang* mit Unsicherheiten beantworten die Befragten fast ausschließlich mit rein wirkungsorientiert begründeten Vorschlägen. Die Schilderungen der Argumente dafür, dass gemäß allen Positionen eine mehr oder weniger große Zahl von Unsicherheiten keine Berücksichtigung findet, zeigen zwischen den sechs Positionen unterschiedliche Schwerpunkte, aber es bestehen auch Überschneidungen. Insbesondere das Argument, dass viele Folgen einer Straße „nicht änderbar“ seien, wurde sowohl in Position A als auch in Position F als ein in der Abwägung wirksamer Gesichtspunkt genannt:

► Position F: „Wenn wir das als Stellungnahme vorbringen, dann heißt es: 'Ja gut, das wissen wir, dass das ... Das ist eben so'. (...) 'Zerschneidungseffekt – na gut, ist halt nicht änderbar.'“ (Ns)

► Position A: „Muss ich den denn wirklich untersuchen, den Laufkäfer, ich kann ja nichts ändern an der Zerschneidung! (...) Nur, ich kann's ja .. könnte das ja nur ändern, indem ich diese Straße nicht baue. (...) Dann muss ich ja überlegen, ist diese mögliche genetische Verarmung wirklich so gravierend, dass diese Straße nicht gebaut wird? Das wird in aller Regel nicht der Fall sein.“ (Vp)

Hierin zeigt sich zugleich noch einmal die paradox erscheinende Nähe zwischen den beiden Positionen A und F – wobei im Hintergrund ein unterschiedliches Verhältnis gegenüber diesem Argument besteht: Für die Befragten von Position A stimmen Forderung und Realität überein, während die Realität in Position F mit Bedauern (und zum Teil mit Resignation) zur Kenntnis genommen wird.

Die Befragten aus allen Positionen schil-

dern eine starke Tendenz zur Nichtberücksichtigung von Ungewissheiten in der Abwägung. Eine befragte Person bezieht sich auf die Unsicherheiten auf Grund von nicht untersuchten Bereichen:

► „Antw.: Und da weiß man eben sehr wenig. (...) Was nachts lebt, die ganzen Nachtfalter und so, da ist ein riesen Unsicherheitspotenzial da, das weiß ich alles nicht. Elektromog, (...) ob sich das für die Fledermäuse irgendwie auswirkt und so. Ist nicht erhoben, nicht untersucht. (...) Also wenn man das tiefgreifend berücksichtigen will, (...) bräuchte ich sehr viel mehr Informationen. (...)“

► Frage: Fallen die Ungewissheiten (...) unter den Tisch oder werden die irgendwie berücksichtigt?

► Antw.: Die werden in der Regel nicht angesprochen. Die fallen unter den Tisch.“ (Ns)

Einige Befragte schließen sogar grundsätzlich aus, dass eine „rationale Planung“ unbekannte Folgen berücksichtigen könne:

► „Antw. B: Ich habe da auch wieder Schwierigkeiten, also wenn ich etwas, was unbekannt ist, in einer Abwägung rational abwägen soll, hä! (*lacht etwas*) Das zeigen Sie mir mal! (...)“

Antw. C: Und wenn sie uns dummerweise nicht bekannt sind, dann können wir sie auch nicht berücksichtigen. (...)“

Frage: Aber Sie wissen ja, (...) auf Grund der Erfahrung, dass manchmal Folgen auftreten, die Sie vorher nicht eingeplant hatten?

Antw. B: Jaa...

Antw. C: Ja, aber das ist dann in der üblichen Umweltuntersuchung eigentlich drin. Und vielleicht wird die dann ausgeweitet beim nächsten Mal, wenn mir das auffällt, dass ich jetzt wirklich etwas nicht bedacht habe.“ (Vp)

4.4 Zusammenfassende Antwort

Die Interviewergebnisse führen zusammenfassend zu folgender Antwort auf die drei Fragen aus Abschnitt 3:

(1) 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.

(2) Die Argumentation erfolgt fast ausnahmslos wirkungsorientiert; nicht genauer abschätzbare Wirkungen (u.a. Summenwirkungen) bleiben damit in der Abwägung im Wesentlichen unberücksichtigt.

(3) „Vorsorge“ wird in der Praxis lediglich im Sinne von „Vermeidung einigermaßen gut bekannter Risiken“ betrieben.

5 Diskussion der „Lücke“ im begrifflichen Instrumentarium

Unsicherheiten verbleiben vor allem im Bereich der *ökologischen* Folgewirkungen, während die *technischen* Aspekte des Eingriffes (Untergrundfestigkeit, Entwässerung

etc.) sehr gut bekannt und abgesichert sind. Das Wissen ist bei Themen wie Metapopulationsdynamik, Nahrungsnetzen und kumulativen Wirkungen in der Regel unpräzise und lückenhaft – auf Grund prinzipieller Begrenzungen des wirkungsorientierten Ansatzes (und nicht wegen mangelhafter Anforderungen der UVS). Es gibt eine Reihe von Wirkungsbereichen, in denen die Eingriffsfolgen in wesentlichem Maße auf Grund ihrer Unsicherheit gemäß den befragten Expertinnen und Experten heute als „nicht entscheidungsrelevant“ eingestuft werden. Die Ergebnisse aus den Interviews korrespondieren hier beispielsweise mit den Beobachtungen von BONK (1998: 84f) über die lückenhafte Berücksichtigung von *Wechselwirkungen* in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen.

Die meisten Befragten können sich durchaus weitere, heute noch nicht bekannte Folgen der Landschaftszerschneidung vorstellen. Als Beispiele werden genannt: Wirkungen auf das Sozialverhalten in Tierpopulationen, Stressfaktoren und ihr Einfluss auf die menschliche Psyche, Elektromog durch Hochspannungsleitungen, Wanderungen der Menschen in weniger zerschnittene Gebiete, bisher unbekannte Summenwirkungen, Langzeitwirkungen auf Arten und Biotope. Gleichzeitig fehlt im begrifflichen Instrumentarium der Abwägung eine Differenzierung zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheiten; potenzielle, aber schwer nachweisbare Folgen im Bereich von Ungewissheit werden offenbar nicht ernstlich berücksichtigt. Die eintretenden Folgen sind deshalb jedoch nicht weniger real. Angesichts der prinzipiellen Schwächen der wirkungsorientierten Bewertung erscheint ein solches Entscheidungsverfahren aus der Perspektive des Vorsorgegedankens daher methodisch unvollständig. Die Spätfolgen, die Summenwirkungen und das Misslingen von Ausgleichsmaßnahmen werden bei der Eingriffsbilanzierung und der Festsetzung des Ausgleichs systematisch vernachlässigt.

Welche Bedeutung das Fehlen eines – nicht wertenden – Begriffs für Wirkungsbereiche, in denen die Folgen nicht konkretisierbar sind, für den Umgang mit den Unsicherheiten in der Praxis hat, lässt sich anhand der Interviewaussagen nicht abschließend beurteilen. Ist die „Begriffslücke“ lediglich ein *Indikator* dafür, dass solche Wirkungsbereiche in der Abwägung kaum eine Berücksichtigung finden, oder sind fehlende Begriffe eine *Ursache* für die Vernachlässigung solcher Wirkungsbereiche im Abwägungsprozess? Die Probleme liegen sicher nicht *allein* auf begrifflicher Ebene. Will man ihnen adäquat begegnen, so wird als Voraussetzung allerdings eine begriffliche Kategorie benötigt, um solche mit Unsicherheiten behafteten Wirkungsbereiche differenzierter – und nicht wertend – zu bezeichnen und genauer zu charakterisieren.

Zur Bezeichnung der Unsicherheiten innerhalb dieser begrifflichen „Lücke“ wurden in der Literatur verschiedene Vorschläge gemacht:

► „nicht bestimmbares Risiko“ (SRU 1987: 455f /Tz 1674f),

- „unbekannte Risiken“ (DÜRRENBARGER 1994, WBGU 1999: 285ff),
- „beweisbare Unbeweisbarkeiten“ (BECK 1988: 102).

Für das Beispiel der Wirkung von chemischen Stoffen auf die menschliche Gesundheit nennt der Umweltrat einige grundsätzliche Schwierigkeiten (ähnlich den „Tantalusproblemen“), die eine vollständige Untersuchung der Schadwirkungen verunmöglichen. Die Bezeichnung „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 bestimmtes Risiko trifft die Sache besser als Restrisiko. Letzterer Begriff setzt die Wissenschaft dem Verdacht aus, zu verharmlosen.“ (SRU 1987: 456 /Tz 1675).

Der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) unterscheidet – aufbauend auf einem Vorschlag von RENN (1993) – sechs Risikotypen anhand der Höhe bzw. dem Bekanntheitsgrad der Größen Schadensausmaß A , Eintrittswahrscheinlichkeit W , Abschätzungssicherheit für W , Wirkungsverzögerung, Persistenz, Ubiquität (= räumliche Reichweite), Irreversibilität und gesellschaftliches Mobilisierungspotenzial. Da diese Systematik für globale Risiken entwickelt wurde, lässt sie sich möglicherweise nicht direkt auf Landschaftseingriffe übertragen.

BECK (1986: 258) weist nachdrücklich darauf hin, dass die zunehmende Spezialisierung der wissenschaftlichen Disziplinen und die Erwartung bestimmter Folgen dazu führt, dass zwar die erwarteten Folgen immer weiter erforscht (und realisiert) werden, zugleich aber immer mehr Nebenfolgen außerhalb des schmalen Untersuchungsfeldes 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 unabwehrbaren Nebenfolgen betrieben wird“.

6 Was ist zu tun?

Die geforderten Wirkungsanalysen in der UVS entsprechen einem Konzept, welches zwar durch theoretische Überlegungen gut begründet ist und gegenüber der früheren Situation (ohne UVS) einen großen Fortschritt darstellt, das aber in der Praxis nur teilweise umgesetzt wird und auf Grund der „Tantalusprobleme“ grundsätzlich nicht 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 trotz der Umweltverträglichkeitsprüfungen zu einer stetigen Verschlechterung der Umweltqualität, vor allem in den Bereichen Biodiversität, Verlärmung, Landschaftsbild und Erholungsseignung (vgl. SRU 1998, 2000).

Einen Ausweg hieraus erhoffen sich manche Technikphilosophen durch eine massive Erweiterung des ökologischen Wissens und eine „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). Dieser theoretische Vorschlag blendet jedoch die Überkomplexität von Ökosystemen und die übrigen „Tantalusprobleme“ und ihre Konsequenzen für die Prognostizierbarkeit und Beherrschbarkeit des Verhaltens von Ökosystemen aus (kritisch dazu vgl. auch GÖRKE 1999: 23ff). Daher ist dieser Weg nicht gangbar (und auch aus anderen Gründen nicht wünschenswert): Der Wirkungsanalyse sind auch dann, wenn das ökologische Wissen rapide zunimmt, Grenzen gesetzt.

Aus allen diesen Gründen wird hier der Ansatz vorgeschlagen, 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: nach theoretischen Ansätzen zu suchen, welche diese Schwierigkeiten in der Praxis ernst nehmen, um entsprechende neue Vorschläge zu entwickeln. Wenn die Anpassung der Praxis an eine bestehende Theorie offensichtlich nicht möglich ist (weil UVP 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.

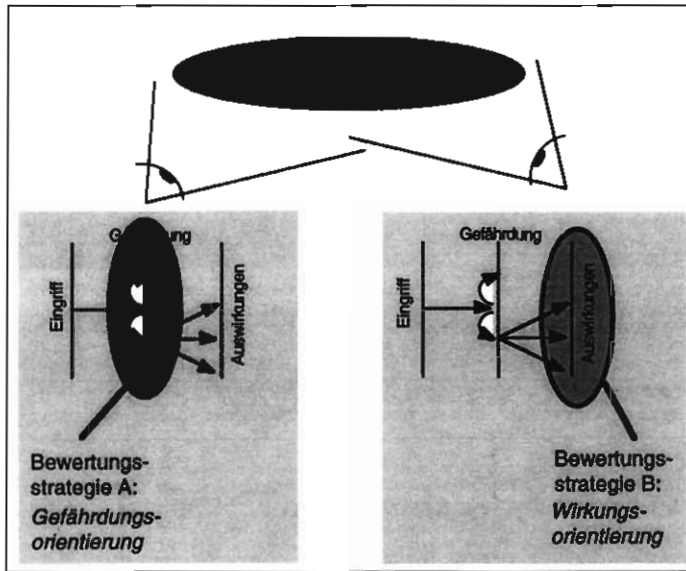
Wie also können ungewisse, kaum abschätzbare Folgen in den Entscheidungsprozess besser einbezogen werden? Diese Fragestellung scheint derzeit in mehreren Disziplinen mit zunehmender Intensität diskutiert zu werden, u.a. im Kontext der Frage, wie die Gentechnik und ihre ökologischen Auswirkungen bewertet und rechtlich verantwortet werden können. Der WBGU weist darauf hin, dass mit Innovationen definitionsgemäß „unbekannte Risiken“ verbunden sind (WBGU 1999: 287f), und empfiehlt die Untersuchung von Instrumenten für ein „präventives Risikomanagement“, um „unbekannte Risiken“ zu vermeiden (WBGU 1999: 306-315). GILL et al. (1998: 18f) unterscheiden dazu zwischen *erfahrungsbasierter Vorsorge* für erkennbare bzw. abschätzbare Risiken und *ungewissheitsbasierter Vorsorge* für Eingriffe mit nicht oder kaum prognostizierbaren Folgen. SCHERINGER unterscheidet *wirkungsgestützte* und *expositionsgestützte* Bewertungspfade für die Beurteilung von Umweltchemikalien (als Grundlage für Vorsorgemaßnahmen; vgl. SCHERINGER 1999: 141ff, SCHERINGER & HUNGERBÜHLER 1998).

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 et al. (1994, 1998) im Rahmen des Polyprojektes „Risiko und Sicherheit technischer Systeme“ an der ETH Zürich entwickelt wurde: Das Konzept der Umweltgefährdung zielt auf eine systematische Vorverlagerung der Bewertung, sodass sie sich anstatt auf die Auswirkungen auf das Ausmaß des Eingriffs und die 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. Entscheidend ist die Einführung einer „Zwischenebene“ innerhalb der Kausalkette, auf der die Einwirkungen durch Eigenschaften charakterisiert werden, die zurechenbar sind und nicht die mehr oder weniger vollständige Kenntnis der Auswirkungen voraussetzen (JAEGER 1998). Wenn 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 (Abb. 4; zu den Vorteilen gefährdungsorientierter Strategien gegenüber der Wirkungsorientierung vgl. JAEGER 2000a: 213f).

Ähnliche Schwierigkeiten wie in der ökologischen Wirkungsanalyse bestehen auch in anderen Disziplinen und haben zu vergleichbaren Ansätzen im Sinne einer Vorverlagerung der Bewertung wie beim Konzept der Umweltgefährdung geführt. Ein Beispiel ist das Modell der Risikofaktoren (BOCK & HOFMANN 1982, SCHAEFER et al. 2000). Das Gefährdungskonzept geht allerdings in der Loslösung von der Wirkungsorientierung einen entscheidenden Schritt weiter als das Modell der Risikofaktoren, denn es bestimmt die Gefährdung von der Seite der Einwirkungen her.

Die genannten Beispiele weisen in die Richtung, künftig stärker nach den *Bedingungen* für Umweltveränderungen zu fragen und sich u.a. an Kriterien zum Ausmaß der bestehenden Ungewissheit zu orientieren. Daraus 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.“. Hier bietet sich auch eine Unterscheidung der Begriffe „Risikofaktor“ und „Gefährdungsfaktor“ an (JAEGER 1998, 2000c). ► 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 „Spekulatio-

Abb. 4: Wirkungsanalyse und Gefährdungsanalyse als zueinander komplementäre Ansätze für Bewertungen unter Unsicherheit.



nen“ abgewertet und außer Acht gelassen werden (z.B. Summeneffekte). Der Ansatz, sich vom strikten Wirkungsbezug zu lösen, ist nicht neu, sondern wird beispielsweise bei der Festlegung von Umweltstandards bereits seit den 60er-Jahren praktiziert (SRU 1996: 254/Tz 724).

► 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 1999, SCHERINGER & BERG 1994),

► *Eingriffstiefe* von technischen Verfahren (VON GLEICH 1997),

► *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, 1999).

Der Umsetzung auswirkungsorientierter Konzepte sind prinzipielle Grenzen gesetzt. Je mehr man in den Bereich der *Umweltgefährdung* kommt, umso dringender werden neue, komplementäre Strategien für den Umgang mit der Unsicherheit benötigt, welche stärker vorsorgeorientiert sind als die Strategie der wirkungsbezogenen Risikoanalyse.

Danksagung

Für viele konstruktive und klärende Anmerkungen zum Manuskript danke ich Anna-Katharina PANTLI und Martin SCHERINGER sowie Martin BLOHM, Wolf HAGENAU, Torsten MEYER-OLDENBURG, Johannes REIDEL und Thomas SCHMITT; für Unterstützung bin ich Klaus EWALD, Ulrich MÜLLER-HEROLD, Ortwin RENN, Martin SCHERINGER und Michael ZWICK sehr zu Dank verpflichtet. Für Literaturhinweise danke ich Felix MÜL-

LER. Großer Dank gebührt den Befragten aus den verschiedenen Institutionen, die geduldig und offen meine Fragen beantwortet haben. Für finanzielle und ideelle Förderung danke ich der Studienstiftung des deutschen Volkes sowie meinen Eltern Erika und Günther JAEGER.

Literatur

BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse – eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung. Diss. TU München.

BECK, U. (1986): Risikogesellschaft. Auf dem Weg in eine andere Moderne. Suhrkamp, Frankfurt/Main.

– (1988): Gegengifte. Die organisierte Unverantwortlichkeit. Suhrkamp, Frankfurt/Main.

BERG, M., SCHERINGER, M. (1994): Problems in environmental risk assessment and the need for proxy measures. *Fresenius environmental bulletin* 3, (8), 487-492.

BOCK, K.D., HOFMANN, L. (Hrsg., 1982): Risikofaktoren-Medizin: Fortschritt oder Irrweg? Vieweg, Braunschweig.

BONK, A. (1998): Beiträge der Ökosystemforschung zum Problemfeld Wechselwirkungen in Umweltverträglichkeitsuntersuchungen. Unveröff. Dipl.-Arb., Geographie Univ. Kiel.

DÜRENBERGER, G. (1994): Klimawandel – eine Herausforderung für Wissenschaft und Gesellschaft. *Bulletin/Magazin der ETH Zürich* 253, April 1994, 20-22.

EBERLE, D. (1984): Die ökologische Risikoanalyse. Kritik der theoretischen Fundierung und der raumplanerischen Verwendungspraxis. Werkstattber. 11 Fachgebiet Regional- und Landesplanung im Fachbereich Architektur/Raum- und Umweltplanung der Universität Kaiserslautern, Kaiserslautern.

EWALD, K.C. (1978): Der Landschaftswandel – zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert. *Tätigkeitsber. naturforsch. Ges. Baselland* 30, Liestal, 55-308 (= Ber. Eidgen. Anstalt forstl. Versuchswesen 191).

FLICK, U. (1995): Qualitative Forschung. Theorie, Methoden, Anwendung in Psychologie und Sozialwissenschaften. Rowohlt, Reinbek.

GILL, B., BIZER, J., ROLLER, G. (1998): Riskante Forschung. Zum Umgang mit Ungewißheit am Beispiel der Genforschung in Deutschland. edition sigma, Berlin.

GLEICH, A. VON (1997): Ökologische Kriterien der Technik- und Stoffbewertung. In: WESTPHALEN,

R. VON, Hrsg., *Technikfolgenabschätzung als politische Aufgabe*. Oldenbourg, München/Wien, 3. Aufl., 499-570.

GORKE, M. (1999): *Artensterben. Von der ökologischen Theorie zum Eigenwert der Natur*. Klett-Cotta, Stuttgart.

HARGREAVES HEAP, S., HOLLIS, M., LYONS, B., SUGDEN, R., WEALE, A. (1992): *The theory of choice. A critical guide*. Blackwell, Oxford and Cambridge/MA.

JAEGER, J. (1998): Exposition und Konfiguration als Bewertungsebenen für Umweltgefährdungen. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU)* 11, (3/4), 444-466.

– (1999): *Gefährdungsanalyse der anthropogenen Landschaftszerschneidung*. Diss. ETH Zürich Nr. 13503, Departement für Umweltnaturwissenschaften

– (2000a): Vom „ökologischen Risiko“ zur „Umweltgefährdung“: Einige kritische Gedanken zum wirkungsorientierten Risikobegriff. In: BRECKLING, B., MÜLLER, F., Hrsg., *Der ökologische Risikobegriff. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie im März 1998*. Peter Lang, Frankfurt/Main, 203-216.

– (2000b): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15, (2), 115-130.

– (2000c): Zur Unterscheidung zwischen verschiedenen Arten von Unsicherheit bei der Bewertung von Landschaftseingriffen. In: JAX, K., Hrsg., *Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie im März 1999*. Peter Lang, Frankfurt/Main (im Druck).

–, SCHERINGER, M. (1998): Transdisziplinarität – Problemorientierung ohne Methodenzwang. *GAIA* 7, (1), 10-25.

LAMNEK, S. (1989): *Qualitative Sozialforschung. Bd. 2: Methoden und Techniken*. Psychologie Verlags Union, München.

MEUSER, M., NAGEL, U. (1991): *ExpertInneninterviews – vielfach erprobt, wenig bedacht. Ein Beitrag zur qualitativen Methodendiskussion*. In: GARZ, D., KRAIMER, K., Hrsg., *Qualitativ-empirische Sozialforschung*. Westdeutscher Verlag, Opladen, 441-468.

MÜLLER, D., PERROCHET, S., FAIST, M., JAEGER, J. (1998): *Ernähren und Erholen mit knapper werdender Landschaft*. In: BACCINI, P., OSWALD, F., Hrsg., *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. *Lizentiatarbeit (Germanistik)* Univ. Zürich.

PERROW, C. (1987): *Normale Katastrophen. Die unvermeidbaren Risiken der Großtechnik*. Campus, Frankfurt/Main (2. Aufl. 1992).

RAYNER, S. (1992): *Cultural theory and risk analysis*. In: KRIMSKY, S., GOLDING, D., Eds., *Social theories of risk*. Praeger, Westport/CT, 83-115.

RENN, O. (1993): *Technik und gesellschaftliche Akzeptanz: Herausforderungen der Technikfolgenabschätzung*. *GAIA* 2, (2), 67-83.

ROPOHL, G. (1991): *Technologische Aufklärung. Beiträge zur Technikphilosophie*. Suhrkamp, Frankfurt/Main.

Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, Hrsg., 1987): *Umweltgutachten 1987*. Kohlhammer, Stuttgart.

– (1996, 1998, 2000): *Umweltgutachten 1996/1998/2000*. Metzler-Poeschel, Stuttgart.

SCHAEFER, J., DEPPERT, W., KRALEMANN, B. (2000): *Das Risikofaktorkonzept in der Medizin. Kritik, Probleme und Grenzen seiner Anwendung*. In:

- BRECKLING, B., MÜLLER, F., Hrsg., Der ökologische Risikobegriff. Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie im März 1998. Peter Lang, Frankfurt/Main, 191-202.
- SCHERJNGER, M. (1999): Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien. Wiley-VCH, Weinheim.
- , BERG, M. (1994): Spatial and temporal range as measures of environmental threat. *Fresenius environmental bulletin* 3, (8), 493-498.
- , BERG, M., MÜLLER-HEROLD, U. (1994): Jenseits der Schadensfrage: Umweltschutz durch Gefährdungsbegrenzung. In: BERG, M. et al., Hrsg., Was ist ein Schaden? Verlag der Fachvereine, Zürich, 115-146.
- , HUNGERBÜHLER, K. (1998): Exposure-based and

- effect-based environmental risk assessment for chemicals: two complementary approaches. In: ALEF, K. et al., eds., *Eco-Inforna '97: Information and Communication in environmental and health issues*. Vol. 12, Eco-Inforna Press, Bayreuth, 173-178.
- , MATHES, K., WEIDEMANN, G., WINTER, G. (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.
- SCHOLLES, F. (1997): Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. UVP spezial 13, Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.

- TEGNER, H., GREWING, D. (1996): Haftung und Risikostandards, Strategien im Umgang mit Umweltchemikalien. *Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht (ZfU)* 19, 441-463.
- Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU, Hrsg., 1999): Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahresgutachten 1998. Springer, Berlin.

Anschrift des Verfassers: Dipl.-Phys. ETH Jochen Jaeger, Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Industriestraße 5, D-70565 Stuttgart, E-Mail: jochen.jaeger@ta-akademie.de.

Sonderdruck aus:

Naturschutz und Landschaftsplanung

Zeitschrift
für angewandte
Ökologie

Heft 7/2000

Juli

32. Jahrgang

Schriftleitung: Dr. Eckhard Jedicke, Jahnstr. 22, 34454 Arolsen
Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co., Wollgrasweg 41, 70599 Stuttgart