

Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät  
der Eberhard-Karls-Universität Tübingen

Umweltstandards bei Unsicherheit  
aus entscheidungstheoretischer Sicht

Adrienne Cansier  
Dieter Cansier

Tübinger Diskussionsbeitrag Nr. 170  
Juni 1999

Wirtschaftswissenschaftliches Seminar  
Mohlstraße 36, D-72074 Tübingen

## **Umweltstandards bei Unsicherheit aus entscheidungstheoretischer Sicht<sup>1</sup>**

### **1. Einleitung**

Die Umwelt ist das Medium, durch dessen Belastung Schäden für den Menschen entstehen. Umweltziele dienen daher vorgelagerten Schutzziele. Wichtigstes Schutzziel ist die Sicherung der Gesundheit des Menschen. Aus diesen „letzten Zielen“ leiten sich Umweltstandards (Immissionsgrenzwerte) und zulässige Emissionsmengen für Schadstoffe ab. In der umweltökonomischen Betrachtung werden die Schutzziele entweder als exogen vorgegeben betrachtet und die Bedingungen für die kostenminimale Erreichung der Ziele abgeleitet, oder es wird auch der weitergehenden Frage der Bestimmung optimaler Schutzziele nachgegangen. Regelmäßig wird nur der Fall untersucht, daß ein Schaden Folge eines einzigen Schadstoffes ist. Tatsächlich dominieren in der Realität Mehrschadstoffphänomene. Außerdem erfolgt die Analyse meist unter der Annahme vollständiger Information über alle relevanten Zusammenhänge (physische Schadenswirkungen, monetäre Schadensbewertung und Vermeidungskosten).

In unserer Untersuchung soll die Unsicherheitsbetrachtung im Mehrschadstofffall im Vordergrund stehen. Schutzziele wie die Sicherung der Gesundheit des Menschen stellen in der Praxis besondere Sicherheitsanforderungen. Diese sind deshalb bei der Bestimmung kosteneffizienter Umweltstandards zu berücksichtigen. Außerdem ist unterschiedlichen Graden der Unsicherheit Rechnung zu tragen. Die herkömmliche Betrachtung vereinfacht stark, indem sie die Unsicherheit entweder für überwältigend groß hält oder aber sie ignoriert. Entweder sieht sie sich angesichts der Informationsdefizite außerstande, Kosten-Nutzen-Vergleiche anzustellen und beschäftigt sich nicht weiter mit den Zielen, oder es wird in Kosten-Nutzen-Analysen so getan, als bestünde vollständige Information. In beiden Fällen erfolgt keine Auseinandersetzung mit der Unsicherheit als Bestimmungsfaktor für die umweltpolitische Zielbildung.

Wir wollen zwei Aspekte behandeln, die Berücksichtigung besonderer Sicherheitsanforderungen bei der Entscheidungsfindung über Umweltstandards und die Möglichkeit rationaler Entscheidungen bei „relativ hoher“ Unsicherheit. In der Ökonomie wird im allgemeinen zur Analyse von Entscheidungen unter Unsicherheit das stochastische Modell (mit bekannter Wahr-

---

<sup>1</sup> Die Arbeit ist im Rahmen des von der Europäischen Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen Bad Neuenahr-Ahrweiler GmbH durchgeführten und finanzielle geförderten Forschungsprojektes „Umweltstandards: Kombinierte Expositionen und ihre Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen“ entstanden. Unter dem gleichen Titel - herausgegeben von Streffer, C. - erscheint demnächst eine umfangreiche interdisziplinäre Studie, die die Ergebnisse des Forschungsprojektes zusammenfaßt und auf die in dieser Arbeit mehrfach Bezug genommen wird.

scheinlichkeitsverteilung der erwarteten Schäden und Vermeidungskosten) herangezogen. Der Entscheider orientiert sich an Erwartungswerten. Wenn er sich für ein bestimmtes Umweltziel entscheidet, begnügt er sich damit, das Schutzziel als Durchschnittswert realisieren zu wollen. Daß vom Mittelwert abweichende stärkere oder schwächere Beeinträchtigungen eintreten können und werden, spielt für ihn keine Rolle. Die Effekte auf das Leitziel sind unkontrolliert, denn es ist offen, welche Wirkung tatsächlich eintreten wird. Der Entscheider muß mit „allem rechnen“. Das Risiko ist nicht ausgeschaltet. Die Anwendung des stochastischen Modells ist immer dann problematisch, wenn fundamentale Grundbedürfnisse des Menschen wie die Gesundheit betroffen sind. Die Erhaltung der körperlichen Unversehrtheit zählt nach Art. 2 Abs. 2 Grundgesetz zu den Grundrechten mit höchstem Rang. Die noch als zulässig betrachteten Umweltbelastungen müssen gesundheitlich „unbedenklich“ sein. Diese Forderung legt es nahe, Umweltstandards so festzulegen, daß das Schutzziel möglichst genau eingehalten wird. Es sollten nur Umweltzustände zugelassen sein, die einen kontrollierten Einfluß auf das Leitziel erwarten lassen. Diesem Umstand kann durch ein stochastisches Entscheidungsmodell mit Sicherheitsrestriktion Rechnung getragen werden. Das wird später gezeigt.

Der stochastische Ansatz hilft nicht weiter, wenn keine Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schadenswirkungen angegeben werden kann. Für diese Fälle wollen wir untersuchen, wie die Fuzzy-Entscheidungsmodelle für die umweltökonomische Zielanalyse genutzt werden können. Dabei soll sowohl die Frage der Einhaltung eines gegebenen Schutzzieles als auch die Frage der Bestimmung optimaler Schutzziele behandelt werden.

Unvollständige Information besteht auf der Zielbildungsebene hinsichtlich der physischen Schadenswirkungen von Umweltbelastungen, der monetären Bewertung und der Vermeidungskosten. Die Unsicherheiten der monetären Bewertung betreffen nur die Kosten-Nutzen-Analyse. Besonders lückenhaft sind die Kenntnisse über kombinierte Expositionen. Der Informationsstand über Mehrschadstoffphänomene ist wesentlich schlechter als für Einschadstoffphänomene, dies obwohl Mehrschadstoffeffekte nach dem Urteil der Naturwissenschaftler und Mediziner in der Realität überwiegen.<sup>2</sup> Bei mehreren Schadstoffen weiß man nicht genau, wie sie in ihren Wirkungen zueinander stehen. Außerdem wächst die Komplexität. Wenn bspw. im Einschadstofffall die Überprüfung von fünf verschiedenen Dosen ausreichen mag, sind es bei zwei beteiligten Schadstoffen und ebenfalls jeweils fünf möglichen Dosen bereits fünfundzwanzig Dosenkombinationen, die auf ihre Schadenswirkungen und Vermeidungskosten hin überprüft werden müßten. Mit jeder zusätzlichen Dosis wächst die Gesamtzahl multiplikativ

---

<sup>2</sup> Vgl. Streffer, C. (Hrsg.), Umweltstandards, Kap. 2: Naturwissenschaftlich-medizinische Grundlagen, a. a. O.

an. Der Testaufwand ist wesentlich größer als bei Einschadstoffphänomenen. Geschätzt wurde, daß allein die Untersuchung von zehn der bei der Pestizidherstellung verwendeten Grundsubstanzen in einer Kombination mit jeweils drei Stoffen Kosten in Höhe von ca. 600 Mio. DM verursachen würde. Es würden 120.000 Tiere für die Versuche benötigt. Selbst damit wären jedoch nur über einen Bruchteil der mehr als 400 Stoffe Kenntnisse zu erlangen, die in Deutschland zur Herstellung von Pflanzenschutzmitteln zugelassen sind.<sup>3</sup>

Vom Unsicherheitsmoment zu unterscheiden, ist die Variabilität der Wirkungen auf unterschiedlich empfindliche Menschen. Schädliche Auswirkungen zeigen sich bei Kindern, Frauen in der Schwangerschaft, Alten, Allergikern und anderen Risikogruppen eher als beim gesunden „Normalmenschen“. Diese Unterschiede können im Prinzip bekannt sein. Die sich hier anschließende Frage lautet, inwieweit Grenzwerte auf besondere Risikogruppen Rücksicht nehmen sollten. Das ist ein Bewertungsproblem. Geht man vom Normalmenschen aus, nimmt man bewußt Schäden bei bestimmten Bevölkerungsschichten in Kauf. Orientiert man sich an den empfindlichsten Gruppen, entstehen relativ hohe Umweltschutzkosten.

Die Naturwissenschaftler versuchen dem Unsicherheitsmoment dadurch Rechnung zu tragen, daß sie für die im Tierexperiment oder in epidemiologischen Untersuchungen gewonnenen Schwellenwerte bei Extrapolation auf den Menschen oder auf Normalsituationen pauschale Sicherheitsspannen ansetzen.<sup>4</sup> Bei stochastischen Schadstoffen<sup>5</sup> grenzen sie das Risiko ein, indem sie für die Dosis-Wirkungs-Beziehung einen Verlauf unterstellen, der nach ihrer Einschätzung eher auf der sicheren Seite liegt, oder sie wählen ein natürliches Risiko als Referenz, oder sie sprechen sich für ein Minimierungsgebot aus.<sup>6</sup>

Diese Strategien der Risikobewältigung sind aus ökonomischer Sicht in zweierlei Hinsicht un-

---

<sup>3</sup> Vgl. Böhm, M., Der Normmensch, Tübingen 1996, S. 132 f.

<sup>4</sup> Die Abschlüge erstrecken sich über mehr als fünf Zehnerpotenzen. Für die Außenluft geht man bspw. vom Faktor 10 aus. Bei Lebensmitteln ist der Faktor 100 üblich. In einigen Ländern kann er fallweise - bei entsprechender Begründung - unterschritten (10) oder überschritten (1.000) werden. Die neuen Bodenschutzwerte in der Bundesrepublik sehen Faktoren von 10 bis 10.000 vor. Für wichtige Schädlingsbekämpfungsmittel betragen die Abstände von den im Tierversuch ermittelten Schwellen 1.000 bis 1.000.000. Bei Dioxin wendet die US-EPA einen Faktor von 100.000 an. Diese Abschlagsfaktoren erfassen nur teilweise Unsicherheiten. Sie drücken wesentlich auch wissenschaftlich erkennbare größere Empfindlichkeiten des Menschen gegenüber den Versuchstieren und interindividuelle Schwankungen der Empfindlichkeit menschlicher Populationen aus. Vgl. Streffer, C. (Hrsg.), Umweltstandards, Kap. 2.4: Grenzwerte für die kombinierte Einwirkung chemischer Stoffe, a.a.O.

<sup>5</sup> Es sind zwei Arten von Schadensphänomenen zu unterscheiden: Bei deterministischen Effekten tritt mit Sicherheit erst von einer bestimmten Dosis ab (Schwellenwert) ein Schaden beim Tier im Laborexperiment auf. Bei stochastischen Effekten (Beispiel Krebsentstehung) ist die Schadensentstehung zufallsabhängig. Es gibt keine Schwellenwerte. Schon von geringsten Dosen ab können Wirkungen auftreten, wenn auch mit geringerer Wahrscheinlichkeit als bei höheren Dosen.

<sup>6</sup> Vgl. Akademie der Wissenschaften zu Berlin, Umweltstandards, Berlin und New York 1992, insbes. S. 205 ff. und S. 222 ff.

befriedigend. Erstens bleibt im dunkeln, nach welchen Kriterien die Entscheidungen über die Höhe der Sicherheitsmargen gefällt werden. Die Festlegung reflektiert subjektive Bewertungen und persönliche Risikoeinstellungen der Wissenschaftler, von denen man nicht weiß, in welcher Weise und wie stark sie die Aussagen beeinflussen. Zweitens sollte für die Festlegung realer Umweltstandards nicht die Risikoeinstellung des Wissenschaftlers maßgebend sein, sondern die der Gesellschaft. Deshalb muß die Standardsetzung aus der Perspektive des politischen Entscheiders betrachtet werden.

## 2. Der Mehrschadstofffall

Im Mehrschadstofffall sind mindestens zwei Stoffe für Entstehung und/oder Ausmaß eines Schadens verantwortlich. Die Kosteneffizienzanalyse ist dann nicht wie im Einschadstofffall auf die Wahl des geeigneten umweltpolitischen Instrumentariums (Ordnungsrecht versus ökonomische Instrumente) beschränkt, sondern bezieht sich auch auf die Ableitung von Grenzwerten.<sup>7</sup> Mehrere Schadstoffe verursachen entweder in den Umweltmedien besondere Belastungen (Beispiele bodennahes Ozon mit den Vorläufersubstanzen NO<sub>x</sub> und VOC und globale Erwärmung als Folge der Emission von Treibhausgasen)<sup>8</sup>, oder sie führen im Menschen oder in Tier und Pflanze zu Schädigungen. Im ersten Fall lassen sich die Schutzziele mit Hilfe von Schadstoffkonzentrationswerten in den Umweltmedien angeben und im zweiten Fall mit Hilfe von Gesundheitsstandards, gemessen als relative Häufigkeit oder Schweregrad einer Krankheit. Wir gehen im folgenden davon aus, daß sich Schutzziele in quantitativer Form definieren lassen. Mit solchen Zielwerten arbeiten bspw. die Niederlande und die USA. In den Niederlanden wird zwischen der maximal tolerierbaren und der vernachlässigbaren Sterberate für individuelle Risiken durch Störfälle, krebserregende Stoffe und radioaktive Strahlung unterschieden. Als maximal tolerierbar gilt eine Erhöhung der natürlichen Sterberate (bei Menschen in der Gruppe der 10 bis 14jährigen) von 1:10.000 auf 1,01:10.000 pro Person und Jahr. Als vernachlässigbar gilt das Risiko bei einer Steigerung der natürlichen Sterberate auf 1,0001:10.000.<sup>9</sup> Nach Reh-

---

<sup>7</sup> Vgl. zum Stand der Literatur: Endres, A., *Environmental Policy with Pollutant Interactions*, in: Pethig, R. (Hrsg.), *Public Goods and Public Allocation*, Bern 1985, S. 165 ff.; von Ungern-Sternberg, Th., *Environmental Protection With Several Pollutants: On the Division of Labor Between Natural Scientists and Economists*, in: *Journal of Institutional and Theoretical Economics (JITE)*, Bd. 143, 1987, S. 555 ff. sowie Streffer, C. (Hrsg.), *Umweltstandards*, Kap. 4: Die Bedeutung des ökonomischen Faktors bei der Bestimmung kombinierter Umweltstandards, a.a.O. Vgl. mit Bezug zum globalen Klimaschutz Cansier, D., *Die Bekämpfung des Treibhauseffektes aus ökonomischer Sicht*, Berlin und Heidelberg 1991, S. 13 ff. und Michaelis, P., *Effiziente Klimaschutzpolitik*, Tübingen 1997, S. 60 ff.

<sup>8</sup> Vgl. zum Ozonproblem die Kostenminimierungsstudie von Repetto, R., *The Policy Implications of Non-convex Environmental Damages: A Smog Control Case Study*, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, Bd. 14 (1987), S. 13 ff.

<sup>9</sup> Vgl. Tegner, H. und Grewing, D., *Haftung und Risikostandards, Strategien im Umgang mit Umweltchemi-*

binder hat sich in der US-amerikanischen Diskussion hinsichtlich der Regelung gefährlicher Stoffe die Auffassung durchgesetzt, daß eine quantifizierte Risikoabschätzung und ein darauf aufbauender Risiko-Kosten-Vergleich sinnvoll ist, um das akzeptable Restrisiko zu bestimmen. Es werden von der EPA Risiken in der Größenordnung von 1:100.000 bis zu 1:1.000.000 als tolerabel angesehen.<sup>10</sup> Standards für krebserzeugende Stoffe müssen sich nach dem Clean Air Act daran orientieren, daß das Erkrankungsrisiko bezogen auf die Lebenszeit weniger als 1:1.000.000 beträgt.<sup>11</sup>

Es lassen sich additive und nichtadditive Kombinationseffekte unterscheiden. Mehrere beteiligte Stoffe üben entweder unabhängig voneinander eine gleichartige Wirkung aus, und der physische Schaden ergibt sich dann aus der Summe der Einzeleffekte (Additivität), oder der Schaden wird gegenüber der Summe der Einzeleffekte verstärkt (Überadditivität) bzw. abgeschwächt (Unteradditivität). Weil ein Schaden durch mehrere Stoffe hervorgerufen werden kann, bestehen zwischen diesen auch Substitutionsmöglichkeiten, und zwar dergestalt, daß ein gegebenes Schutzzielniveau mit unterschiedlichen Kombinationen dieser Substanzen vereinbar ist. Wenn zwei Stoffe beteiligt sind, erhält man Schadensindifferenzkurven (vgl. S\* in Abb. 4). Für den Verlauf dieser Kurven lassen sich bei Additivität folgende Aussagen machen:

- Wenn die Schadensfunktionen für jeweils beide Stoffe im relevanten Dosisbereich linear, progressiv oder degressiv verlaufen, impliziert dies lineare, konkave oder konvexe Indifferenzkurven.
- Wenn die Schadensfunktion des einen Stoffes im relevanten Dosisbereich linear und für den anderen Stoff progressiv (degressiv) verläuft, folgen daraus konkave (konvexe) Indifferenzkurven. Bei den Kombinationen degressiv und progressiv ergibt sich, je nachdem welcher Teileffekt dominiert, ein konkaver, konvexer oder linearer Verlauf.

Diese Verläufe können als Referenz für die Verläufe bei Interaktion zwischen den Stoffen verwendet werden. Durch das Zusammenwirken der Schadstoffe wird der Gesamteffekt gegenüber dem Additivitätsmodell entweder abgeschwächt (Unteradditivität) oder verstärkt, bzw. es kommt erst auf diese Weise zu einem Schaden (Überadditivität).<sup>12</sup> Bei Gesundheits-

---

kalien, in: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, 19. Jg. (1996), S. 451 ff.

<sup>10</sup> Vgl. Reh binder, E., Das Vorsorgeprinzip im internationalen Vergleich, Düsseldorf 1991, S.21

<sup>11</sup> Vgl. Böhm, M., Der Normmensch, a. a. O., S. 164

<sup>12</sup> Zu den wichtigsten Beispielen für eine Verstärkerwirkung gehören Rauchen und Alkoholkonsum in Verbindung mit krebserregenden Chemikalien und ionisierender Strahlung. Diese Phänomene werden jedoch nicht der Umweltpolitik zugerechnet, denn das erhöhte Risiko wird freiwillig eingegangen (Kenntnis der Zusammenhänge vorausgesetzt). Deshalb handelt sich nicht um ein Phänomen der externen Kosten, bei denen man gezwungenermaßen den schädlichen Emissionen Dritter ausgesetzt ist. Rauchen und Alkoholkonsum werden in der Finanzwissenschaft als demeritorische Güter aufgefaßt, bei denen der Konsument die schädlichen Effekte unterschätzt und spätere Krankheitskosten auf die Gesellschaft über das Sozialsystem abgewälzt werden. Dar-

schädigungen durch chemische Stoffe und ionisierende Strahlung nimmt man im relevanten Niedrigdosenbereich eine lineare oder leicht progressive Wirkung an.<sup>13</sup> Ausgehend von diesen Verhältnissen erhalten wir folgende Fälle:<sup>14</sup>

- lineare Referenzfunktion: Wenn sich die Wirkungen der Stoffe verstärken (Überadditivität), erhält man einen konvexen Verlauf der Isoquanten. Schwächen sich die Stoffe in der Wirkung ab (Unteradditivität), erhält man einen konkaven Verlauf.
- konkave Referenzfunktion: Wenn sich die Stoffe in der Wirkung abschwächen, wird der konkave Verlauf verstärkt. Intensivieren sich die Wirkungen durch die Interaktion, vermindert sich der Grad der Konkavität bis hin zu einem möglichen linearen oder konvexen Verlauf.

Wegen der Unsicherheit über die kombinierten Schadenswirkungen sind auch die Verläufe der Indifferenzkurven unsicher. Man weiß nicht genau, welche Kombinationen zweier Stoffe mit dem gleichen Schutzziel vereinbar sind. Es sind mehrere Möglichkeiten vorstellbar. In der Praxis werden Grenzwerte für die Einzelstoffe bestimmt. Mögliche Interaktionen werden vernachlässigt. Es wird von der Vorstellung ausgegangen, daß eher linear-additive Zusammenhänge bestehen. Weil bei Einhaltung der Einzelstoffgrenzwerte keine schädlichen Wirkungen beobachtet werden konnten, nimmt man an, daß sie auch gegen eventuelle Kombinationseffekte schützen. Dafür sorgen dann hohe Sicherheitsabschläge. Außerdem, und dies insbesondere auch bei stochastischen Effekten, wird bei der Extrapolation der Laborergebnisse und der Ergebnisse von epidemiologischen Untersuchungen für Einzelstoffe von hohen Dosen auf die relevanten niedrigen Dosen vorsichtig vorgegangen. Es werden Funktionsverläufe unterstellt, die „auf der sicheren Seite“ liegen und die Schadenshäufigkeit eher zu hoch angeben. Als biologisch-chemisch wahrscheinlichste Dosis-Wirkungs-Funktion gilt eine sigmoide-Funktion, nach der im Bereich niedriger Dosen mit einem leicht progressiven Verlauf zu rechnen ist. Tatsächlich arbeitet man aber bei der Rückrechnung von hohen auf niedrige Dosen mit einer linearen Abhängigkeit, so daß man die Schadenswirkung eher überschätzt.

Wenn auf diese pauschale Weise reichlich Sicherheitspolster aufgebaut werden und tatsächlich

---

aus leitet sich die Forderung nach öffentlichen Aufklärungsmaßnahmen und Besteuerung dieser Güter (Tabak- und Alkoholsteuer) ab. Solche Interventionen erlangen durch das Phänomen der multiplen Schadensentstehung an Bedeutung.

<sup>13</sup> Vgl. Streffer, C. (Hrsg.), Umweltstandards, insbes. Kap. 2.2: Dosis-Wirkungs-Beziehungen und Modelle von Kombinationseffekten, a. a. O.; Streffer, C, und W.-U. Müller, Radiation Risk from Combined Exposures to Ionizing Radiations and Chemicals, in: Advances in radiation biology, Bd. 11 (1984), S. 173 ff. sowie Crawford, M. und Wilson, R., Low-Dose Linearity: The Rule or the Exception? In: Human and Ecological Risk Assessment, Bd. 2 (1996), S. 305 ff.

<sup>14</sup> Angenommen wird, daß beide Stoffe Einzelwirkungen aufweisen. Falls ein Schaden erst durch das Zusammenwirken von A und B entsteht, muß eine multiplikative Verbindung zwischen den Agentien bestehen.

keine Schäden eintreten, dann stellt sich aus ökonomischer Sicht die Frage, ob nicht auch bei höheren Grenzwerten mit geringeren Kosten ausreichend Sicherheit gewährleistet wäre. Insbesondere für den Fall kombinierter Expositionen mit abschwächender Wirkung erscheinen die einzelstoffbezogenen Grenzwerte überhöht. Bei überadditiven Wirkungen sind Abschläge der Art nach zwar angebracht, jedoch werden sie in der Höhe nicht expliziert, sondern sind Bestandteil eines summarischen Korrekturfaktors. Wenn bisher keine stichfesten Belege dafür vorliegen, daß es bei Einhaltung der Grenzwerte für die Einzelstoffe zu Gesundheitsschäden durch kombinierte Exposition gekommen ist (Ausnahme Arzneimittel),<sup>15</sup> dann impliziert dies nur, daß die Sicherheitsspannen nicht zu gering waren. Es ist nicht ausgeschlossen, daß die Abschläge größer als notwendig sind und geringere Vorsorge durchaus gerechtfertigt wäre. Die Risikofaktoren, die für Entscheidungen über Umweltstandards bei Unsicherheit bestimmend sind, sollten offengelegt werden. Dazu kann die naturwissenschaftliche Forschung hinsichtlich der Bestimmung der objektiven Risikofaktoren zwar einen grundlegenden Beitrag leisten, die subjektiv wertende Beurteilung entzieht sich jedoch ihrem Kompetenzbereich. Anders verhält es sich mit der Ökonomie. Für sie sind Entscheidungen unter Unsicherheit Gegenstand der wissenschaftlichen Analyse.

### 3. Effiziente Umweltstandards bei genauer Einhaltung eines gegebenen Schutzzieles

Wir nehmen an, daß ein gegebenes Schutzziel (Schadensniveau:  $S^* \geq 0$ ) mit einer bestimmten (subjektiven) Wahrscheinlichkeit  $0 > p^* \leq 1$  eingehalten werden soll. Es mag das Ziel sein, mit hundertprozentiger Wahrscheinlichkeit einen Schaden zu verhindern. Es mag aber auch darum gehen, einen gewissen Schaden zuzulassen und die Einhaltung mit einer bestimmten Mindestwahrscheinlichkeit sicherzustellen.<sup>16</sup>

#### 3.1 Einschadstofffall

Wir betrachten als erstes den Einschadstofffall. Der Entscheider soll die drei Schadensfunktionen  $S_1(I)$ ,  $S_2(I)$  und  $S_3(I)$  für möglich halten, wobei er ihnen die Eintrittswahrscheinlichkeiten

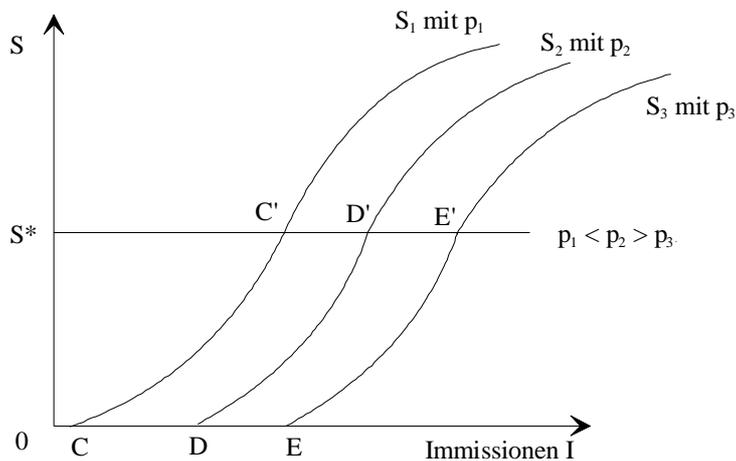
$p_1$ ,  $p_2$  und  $p_3$  zuordnen kann (Abb. 1). Es gilt  $p_1 < p_2 > p_3$  und  $\sum_{i=1}^3 p_i = 1$ . Die höchste Wahrschein-

lichkeit wird der mittleren Schadensfunktion  $S_2$  beigemessen. Im ungünstigsten Fall treten Schäden ab der Immission C auf, im günstigsten Fall erst ab der Immission E.

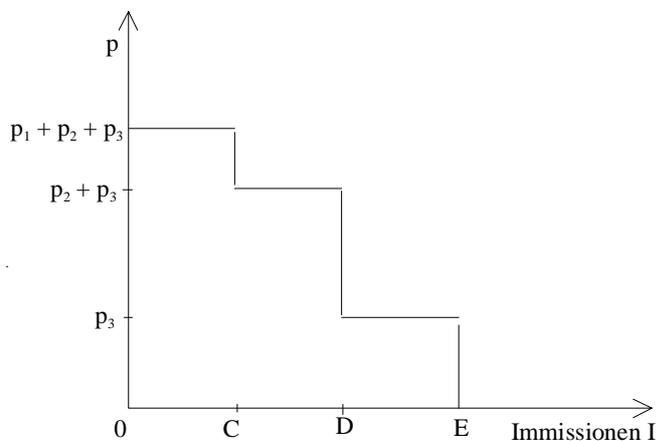
<sup>15</sup> Vgl. Streffer, C. (Hrsg.), Umweltstandards, Kap. 2.4, a. a. O.

<sup>16</sup> Vgl. auch Streffer, C. (Hrsg.), Umweltstandards, Kap. 4, a. a. O. Vgl. zu einem ähnlichen Ansatz auch Lichtenberg, E. und Zilberman, D., Efficient Regulation of Environmental Health Risks, in: The Quarterly Journal of Economics, Bd. CVIII (1988), S. 169 ff.

Ziel sei es, mit Sicherheit einen Schaden zu verhindern ( $S^*=0$ ). Aus den Schadensfunktionen lassen sich die Wahrscheinlichkeiten dafür angeben, daß kein Schaden entsteht (Abb. 2). Für Immissionen  $0 \leq I \leq C$  tritt mit Sicherheit nach den Erwartungen kein Schaden auf. Bei Immissionen  $C \leq I \leq D$  wird das Nullschadensziel mit der Wahrscheinlichkeit  $p_2+p_3$  eingehalten. Im Bereich  $D \leq I \leq E$  ist für die Zieleinhaltung mit der Wahrscheinlichkeit  $p_3$  zu rechnen. Höhere Immissionen verletzen mit Sicherheit das Nullschadensziel. Jeder geforderten Mindesteinhaltungswahrscheinlichkeit entspricht ein anderer effizienter Immissionsstandard. Die jeweils maximal zulässigen Immissionen sollten aus Kostengründen immer ausgeschöpft werden. An den Obergrenzen sind die Vermeidungskosten am geringsten. Die effizienten Standards betragen bei der absoluten Sicherheitsforderung  $C$  und bei den Sicherheitsgraden  $p_2+p_3$  und  $p_3$   $D$  und  $E$ .



**Abb. 1:** Einhaltung eines bestimmten Schutzzieles mit bestimmter Wahrscheinlichkeit im Einschadstofffall



**Abb. 2:** Wahrscheinlichkeiten der Einhaltung eines Schadensniveaus  $S^*=0$  im Einschadstofffall

Immissionshöchstwerte werden in der Praxis durch die Norm der Gefahrenabwehr bestimmt.<sup>17</sup> Wenn diese Werte erreicht und überschritten werden, ist mit „hinreichender Wahrscheinlichkeit“ ein Schaden zu erwarten. Bei dieser Zielsetzung wird dem Umstand Rechnung getragen, daß absolute Sicherheit praktisch nicht möglich ist oder sehr hohe Kosten aufwerfen würde. Es genügt eine „hohe“ Schadenswahrscheinlichkeit. Da die Wahrscheinlichkeitsanforderung in der Nähe der Sicherheit liegt, wäre der Grenzwert in unserem Beispiel beim Immissionsniveau E anzusiedeln. Es wird deutlich, daß die Gefahrenabwehrpolitik stark ökonomisch orientiert ist und nur einen minimalen Umweltschutz anstrebt. Juristen interpretieren die Funktion dieses Zieles auch als Sicherstellung eines „ökologischen Minimums“. Dabei haben sie ein minimales Schutzzielniveau im Auge. Wie unsere Ausführungen aber zeigen, bezieht sich dieser Minimalismus bereits auf den tolerierten Sicherheitsgrad.

Die Naturwissenschaftler leiten Grenzwerte ab, die nach dem Stand des Wissens mit Sicherheit keinen Schaden hervorrufen. Diese Unbedenklichkeit ist in unserem Beispiel beim Immissionswert C erfüllt. Niedrigere Grenzwerte - die sich als Folge pauschaler Sicherheitsabschläge einstellen können - sind ineffizient, weil sie trotz zusätzlicher Kosten nicht mehr Sicherheit bieten. Mit dem juristischen Konzept der Umweltvorsorge setzt die praktische Umweltpolitik meist bereits vor Erreichen der Immissionshöchstwerte ein. Gewisse Restrisiken, deren Vermeidung unverhältnismäßig wäre, gelten dabei als zulässig. Kostenaspekte sollen für die Festlegung von Vorsorgezielen eine Rolle spielen. In unserem Modell ist das so zu interpretieren, daß die Untergrenze der Umweltvorsorge oberhalb des Immissionswertes C angesiedelt ist, wobei Kostenüberlegungen für den Wert D sprechen.

Analoge Aussagen gelten für den Fall, daß die Politik eine gewisse Schadenshäufigkeit  $S^* > 0$  zuläßt, diese aber mit Sicherheit oder mit einer bestimmten Mindestwahrscheinlichkeit eingehalten wissen will (Abb. 1). Es leiten sich höhere zulässige Immissionswerte ab. Dem angegebenen Schadensniveau entsprechen bei den angenommenen drei Sicherheitsgraden der Zieleinhaltung Immissionswerte gemäß den Konstellationen C', D' und E'.

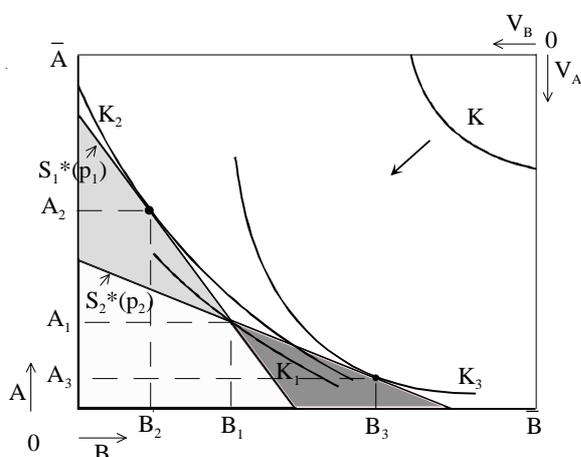
---

<sup>17</sup> Vgl. zur Kritik der juristischen Konzepte der Gefahrenabwehr und Umweltvorsorge aus ökonomischer Sicht Cansier, D., Gefahrenabwehr und Risikovorsorge im Umweltschutz und der Spielraum für ökonomische Instrumente, in: NVwZ - Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, Jg. 7 (1994), S. 642 ff. und ders. Umweltschutz und Marktprinzip: Der verfassungsrechtliche Rahmen aus ökonomischer Sicht, in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Sonderheft 8 (1996), Gawel, E. (Hrsg.), Institutionelle Probleme der Umweltpolitik, S. 175 ff.

### 3.2 Mehrschadstofffall

Wie oben soll mit einer bestimmten Mindestwahrscheinlichkeit  $p^*$  das Schutzzielniveau  $S^*$  eingehalten werden. Unsicherheit kann über die Intensität der Wirkungen der Stoffe und über die Art des Wirkungsprozesses - der Interaktionen - bestehen. Diese beiden Fälle wollen wir unterscheiden. Im ersten Fall weiß man, daß additive oder nichtadditive Beziehungen bestehen (vgl. Abb. 3). Im zweiten Fall ist unklar, ob es sich um additive oder überadditive bzw. additive oder unteradditive Wirkungen handelt (vgl. Abb. 4). Die Vermeidungskostenfunktionen seien bekannt ( $V_A, V_B$  =Mengen vermiedener Emissionen).

Im ersten Fall hält der Entscheider die Schadensfunktion  $S_1(A,B)$  mit der Wahrscheinlichkeit  $p_1$  und die Schadensfunktion  $S_2(A,B)$  mit der Restwahrscheinlichkeit  $p_2$  für möglich. Diesen Funktionen entsprechen in Abb. 3 für das Schadensniveau  $S^*$  die Indifferenzkurven  $S_1^*$  und  $S_2^*$ . Zur Ableitung der effizienten Immissionswerte ist die Kostenfunktion  $K(V_A, V_B) = K(\bar{A} - A, \bar{B} - B)$  unter der Schadensbegrenzungsbedingung  $S_1, S_2 \leq S^*$  und der Anforderung an die Schadenseintrittswahrscheinlichkeit  $p_1 + p_2 \geq p^*$  zu minimieren. Wir veranschaulichen die Lösung grafisch. Die Kosten sollen überproportional mit den Vermeidungsmengen zunehmen. Dem entsprechen (von unten gesehen) konvexe Iso-Kosten-Funktionen. Im Ausgangszustand belaufen sich die Immissionen auf  $\bar{A}$  und  $\bar{B}$ . Alle Kombinationen der Stoffe A und B im hell schattierten Feld führen mit hundertprozentiger Wahrscheinlichkeit zur Einhaltung des Zielwertes  $S^*$ . Wenn das Ziel sicher eingehalten werden soll ( $p_1 + p_2 = 1$ ), entspricht die effiziente Grenzwertkombination den Immissionswerten  $A_1$  und  $B_1$ . Alle Kombinationen von A und B im mittelstark (dunkel) schattierten Feld lassen die Einhaltung des Zielwertes  $S^*$  mit der Wahrscheinlichkeit  $p_1$  ( $p_2$ ) erwarten. Soll bspw. eine Wahrscheinlichkeit in Höhe von  $p_1$  eingehalten werden, dann entsprechen die effizienten Grenzwerte bei  $p_1 > p_2$  den Werten  $A_2, B_2$  und bei  $p_1 \leq p_2$  den Werten  $A_3, B_3$ .



**Abb. 3:** Einhaltung eines Schutzzieles mit bestimmter Wahrscheinlichkeit im Mehrschadstofffall



diesen Größen, kann sie aber bewerten. In seine Bewertungsfunktion gehen nur Möglichkeiten statt Wahrscheinlichkeiten ein.<sup>18</sup> Der Entscheider soll außerdem von nur einem Umweltzustand ausgehen.<sup>19</sup> Allgemein kann man den Schadenswerten Zugehörigkeitswerte in beliebiger Höhe zuordnen. Je höher der einem Schaden zugeordnete Wert ist, um so höher ist dessen Eintrittsmöglichkeit aus subjektiver Sicht. Durch Division der Zugehörigkeitswerte durch deren Supremum<sup>20</sup> erhält man Werte, die im Intervall  $[0,1]$  liegen. In diesem Sinne wollen wir hier zur Schadensbewertung nur Werte aus diesem Intervall benutzen. Dabei wird der Wert 0 den nicht für denkbar gehaltenen Schadenswerten und Schadenswerte, die nach Meinung des Entscheidungsträgers am ehesten möglich sind, der Zugehörigkeitswert 1 zugeordnet. Solche ungenauen Schadensbewertungen lassen sich mathematisch in Form unscharfer Schadensmengen darstellen.<sup>21</sup>

Die unscharfe Schadensmenge der Schadstoffkombination  $(A, B)$  ist definiert als

$$\tilde{S}(A, B) = \{(s, \mu_{S(A,B)}(s)) \mid s \in S\} \text{ mit } \mu_{S(A,B)}: S \rightarrow [0,1].$$

Dabei wird die Bewertungsfunktion  $m_{S(A,B)}$  Zugehörigkeitsfunktion genannt.

#### 4.1 Kostenminimierungsansatz

Wir betrachten zunächst die Bestimmung der kostenminimalen Kombination bei gegebenem Schutzziel<sup>22</sup>, und zwar für den Einschadstofffall. Die Vermeidungskosten seien sicher bekannt. Das Fuzzy-Intervall „Immission A zu Schadensniveau  $S^*$ “  $\tilde{A}(S^*) = \{(A, \mu_{A(S^*)}(A)) \mid A \in I(A)\}$  mit  $\mu_{A(S^*)}: I(A) \rightarrow [0,1]$  in Abb. 5 soll die Einschätzung der Möglichkeit der Einhaltung eines bestimmten physischen Schadenswertes  $S^*$  bei alternativen Immissionsniveaus A durch den Entscheider angeben. Bei relativ geringen Immissionen (Bereich bis  $A_1$ ) erscheint ihm die Einhaltung am ehesten möglich. Er kann innerhalb dieses Bereiches nicht weiter differenzieren. In der Gestalt des Fuzzy-Intervalles drückt sich auch eine optimistische oder pessimistische Ein-

<sup>18</sup> Im Gegensatz zu Wahrscheinlichkeitswerten, die auf dem Intervall  $[0,1]$  metrisch skaliert sein müssen, reicht bei Möglichkeitswerten eine ordinale Skalierung aus. Außerdem gilt für Wahrscheinlichkeiten die Bedingung, daß wenn ein Ereignis A die Wahrscheinlichkeit  $p(A)$  hat, das Komplementärereignis die Wahrscheinlichkeit  $1-p(A)$  aufweisen muß. Das gilt für Möglichkeiten nicht. Bei Kenntnis der Möglichkeit  $P(A)$  mit  $0 < P < 1$  läßt sich lediglich schließen, daß die Möglichkeit des Komplementärereignisses positiv ist.

<sup>19</sup> Wenn mehrere Umweltzustände möglich erscheinen, lassen sich unscharfe Erwartungsschäden ermitteln, mit denen kalkuliert wird.

<sup>20</sup> Sup heißt Supremum einer reellen Zahlenmenge Z, wenn  $x \leq \text{Sup}$  für alle  $x \in Z$  und es keine reelle Zahl  $m < \text{Sup}$  gibt mit  $x \leq m < \text{Sup}$  für alle  $x \in Z$ . Sup ist die kleinste obere Schranke von Z. Analog bezeichnet das Infimum(Inf) die größte untere Schranke von Z.

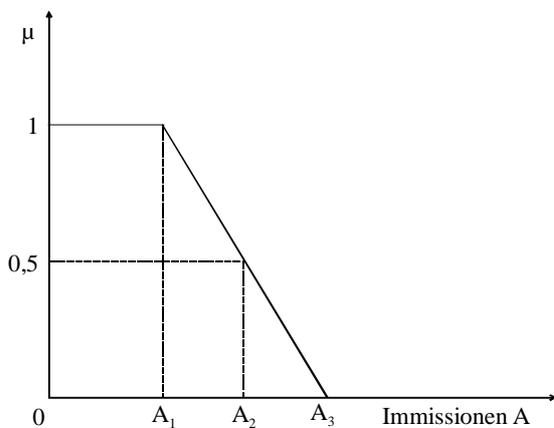
<sup>21</sup> Vgl. zur Mathematik von Fuzzy-Modellen Rommelfanger, H., Fuzzy Decision Support-Systeme, Berlin 1994, 2. Aufl.

<sup>22</sup> Vgl. auch Streffer, C. (Hrsg.), Umweltstandards, Kap. 4, a.a.O.

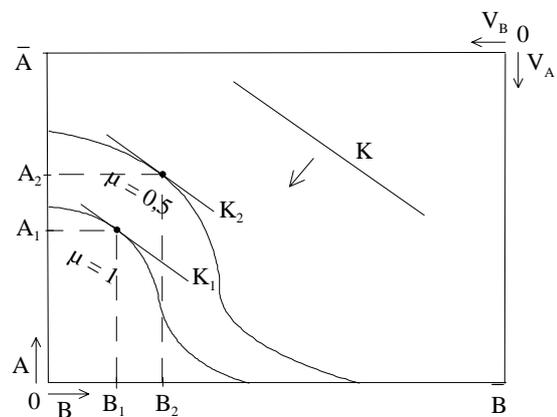
stellung aus. Bei Optimismus dehnt sich das Fuzzy-Intervall auf höhere Immissionen aus als bei Pessimismus, so daß die Entscheidung zugunsten höherer Umweltstandards ausfällt.

Die Kosten sind bei dem größtmöglichen mit dem Umweltziel kompatiblen Immissionsniveau am geringsten. Es sollen bestimmte Sicherheitsgrade erfüllt werden.  $A_1$  liefert die kostenminimale Immission, bei der  $S^*$  mit der Möglichkeit 1 eingehalten wird. Gibt man sich mit einer geringeren Möglichkeit zufrieden (etwa 0,5), erhöht sich der Immissionsgrenzwert (bspw. auf  $A_2$ ).

So wie es im Einschadstofffall mehrere Immissionsniveaus gibt, die das Zielkriterium erfüllen, gilt dies bei Mehrschadstoffexpositionen auch für mehrere Kombinationen zweier Schadstoffe. Ökologisch äquivalente Kombinationen liegen innerhalb gewisser Flächen. Der äquivalente Kombinationsbereich wird um so größer, je niedriger der geforderte Möglichkeitsgrad der Einhaltung des gesetzten Schadensniveaus ist. Soll die subjektiv größtmögliche Sicherheit gewährleistet sein, kommen in Abb. 6 Kombinationen in der Fläche  $\mu=1$  in Betracht. Aus Kostengesichtspunkten fällt dann die Wahl auf die Kombination  $(A_1, B_1)$ . Begnügt sich der Entscheider dagegen bspw. mit dem Möglichkeitsgrad  $\mu=0,5$ , wird die Kombination  $(A_2, B_2)$  gewählt.



**Abb. 5:** Fuzzy-Schadensintervall im Einschadstofffall



**Abb. 6:** Kostenminimierung im Fuzzy-Modell bei Kombi-Effekten

## 4.2 Optimierungsansatz

Nun betrachten wir die Bestimmung des optimalen Schutzzielniveaus. Gesucht ist eine Erfassung der Gesamtkosten bestehend aus den monetären Schäden und den Vermeidungskosten. Der physische Schaden einer Stoffkombination  $(A,B)$  wird monetär bewertet und als unscharfe Menge  $\tilde{M}$  formuliert. Wir verzichten darauf, den physischen Schaden explizit zu erfassen. Wir

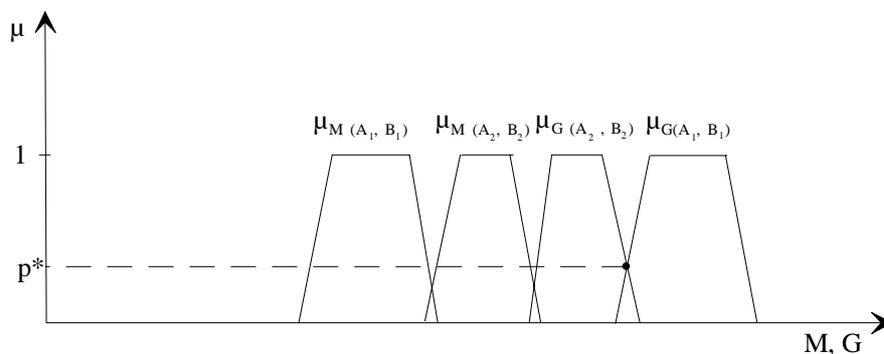
unterstellen eine feste positive Beziehung zum monetären Schaden. Es gilt  $\tilde{M} = \{m, \mu_{M(A,B)}(m) \mid m \in M\}$ . Die Vermeidungskosten  $K(V_A, V_B)$  seien sicher bekannt. Die unscharfen Gesamtkosten  $\tilde{G}(A, B)$  betragen dann

$$\tilde{G}(A, B) = \{m + K(V_A, V_B), \mu_{G(A,B)}(m + K(V_A, V_B)) \mid m \in M\}$$

mit  $\mu_{M(A,B)} : M \rightarrow [0, 1]$ ,  $\mu_{G(A,B)} : G \rightarrow [0, 1]$ , wobei  $G = \{m + K(V_A, V_B) \mid m \in M\}$

und  $\mu_{G(A,B)}(m + K(V_A, V_B)) := \mu_{M(A,B)}(m)$  für alle  $m \in M$ .

Das bedeutet, daß die mit Sicherheit bekannten Vermeidungskosten in Abb. 7 eine Rechtsverschiebung des unscharfen monetären Schadens bewirken.



**Abb. 7:** Bestimmung der optimalen Umweltstandards aus zwei alternativen A,B-Kombinationen

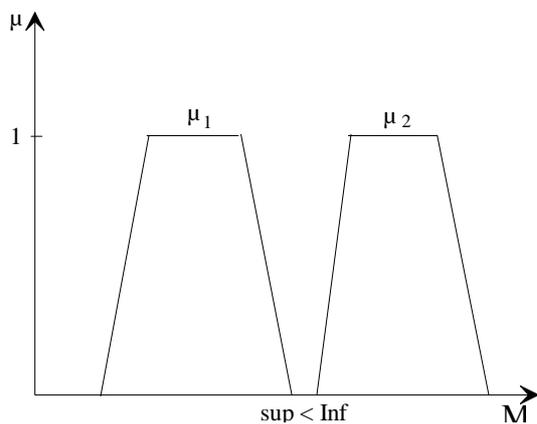
Um die optimalen Umweltstandards für A und B und das damit korrespondierende optimale Schutzniveau abzuleiten, müssen sich unscharfe monetäre Schäden der Stoffkombination A,B angeben lassen. Es ist für jede (A,B)-Kombination der Fuzzy-Gesamtschaden zu berechnen und eine Selektion mit Hilfe geeigneter Entscheidungskriterien vorzunehmen. Die Entscheidungskriterien sollen zwischen den unscharfen Werten eine eindeutige Auswahl ermöglichen. Sie formulieren Bedingungen, die für eine solche Selektion gelten müssen und die vom Entscheider als Beurteilungsmaßstab herangezogen werden können. Die Fuzzy-Theorie kennt eine Reihe solcher Kriterien. Wir wollen hier nur auf Konstellationen eingehen, auf die die Methoden der Präferenzrelationen anwendbar sind. (Für andere Situationen leisten möglicherweise Rangordnungsverfahren eine Entscheidungshilfe.)

Als Präferenzrelationen für die unscharfe Schadensbewertung kommen drei Regeln in Betracht. Wir beschreiben sie für den monetären Schaden und bezeichnen die Bewertungsfunktion des unscharfen monetären Schadens der Schadstoffkombination  $(A_1, B_1)$  mit  $\mu_1$  und die der Schadstoffkombination  $(A_2, B_2)$  mit  $\mu_2$ .

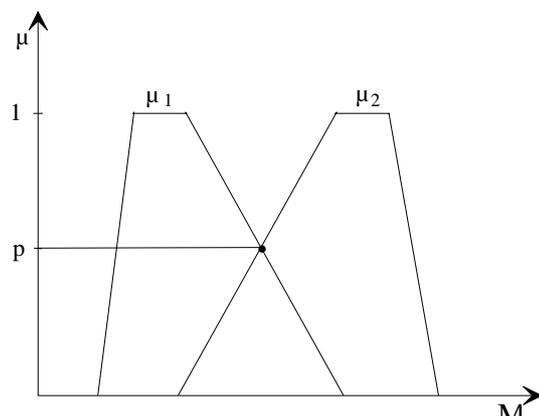
*Regel 1:* Die Schadstoffkombination  $(A_1, B_1)$  ist besser als  $(A_2, B_2)$ , sofern

$\text{Sup}\{m \in M \mid \mu_1(m) > 0\} \leq \text{Inf}\{m \in M \mid \mu_2(m) > 0\}$ . Vorgezogen wird die Schadstoffkombination, für die die möglichen Schadenswerte generell kleiner sind als die der anderen Alternative (vgl. Abb. 8). Diese Vorgehensweise ist möglich, wenn die Fuzzy-Intervalle höchstens einen Randpunkt gemeinsam haben. Haben sie mehr als einen Randpunkt, wird die Entscheidungsregel wie folgt abgeschwächt:

*Regel 2 (p-Präferenz):*  $(A_1, B_1)$  wird  $(A_2, B_2)$  auf dem Niveau  $p \in [0,1]$  vorgezogen, wenn  $p$  die kleinste reelle Zahl ist mit  $\text{Sup}\{m \in M \mid \mu_1(m) \geq \alpha\} \leq \text{Inf}\{m \in M \mid \mu_2(m) \geq \alpha\}$  für alle  $\alpha \in [p,1]$  und für wenigstens ein  $\alpha \in [p,1]$  diese Ungleichung im strengen Sinn erfüllt ist. Den Vorzug erhält diejenige Alternative, für die die möglichen Schäden auf dem Sicherheitsniveau  $1-p$  geringer (und teilweise gleich) sind als die der anderen Alternative.  $p$  ist das kleinstmögliche Risiko, das man eingehen kann, um eine Entscheidung zu treffen. Je größer  $p$  gewählt wird, um so weniger risikoempfindlich verhält sich der Entscheider. Auf dem Sicherheitsniveau  $1-p$  sind in Abb. 9 die möglichen Schäden bei  $(A_1, B_1)$  geringer als bei  $(A_2, B_2)$  (und an einer Stelle gleich). Wenn kein  $\alpha, p$  existiert, so daß die Mengen  $\{m \in M \mid \mu_1(m) \geq \alpha\}$  und  $\{m \in M \mid \mu_2(m) \geq \alpha\}$  höchstens einen Schnittpunkt haben, ist eine weitere Abschwächung der Entscheidungsregel nötig.



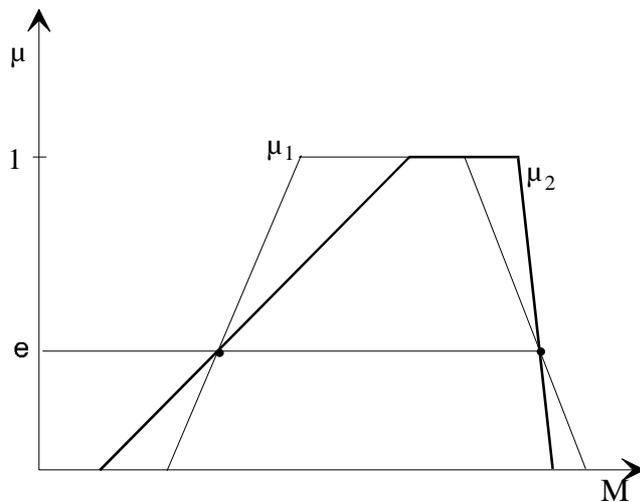
**Abb. 8:** Anwendung der Entscheidungsregel 1



**Abb. 9:** Anwendung der p-Präferenzregel

*Regel 3 (ε-Präferenz):*  $(A_1, B_1)$  wird  $(A_2, B_2)$  auf dem Niveau  $\varepsilon \in [0,1]$  vorgezogen, wenn  $\varepsilon$

die kleinste reelle Zahl ist mit  $\text{Inf}\{m \in M \mid \mu_1(m) \geq \alpha\} \leq \text{Inf}\{m \in M \mid \mu_2(m) \geq \alpha\}$  und  $\text{Sup}\{m \in M \mid \mu_1(m) \geq \alpha\} \leq \text{Sup}\{m \in M \mid \mu_2(m) \geq \alpha\}$  für alle  $\alpha \in [\varepsilon, 1]$  und für wenigstens ein  $\alpha \in [\varepsilon, 1]$  eine der Ungleichungen im strengen Sinn erfüllt ist. Vorgezogen wird die Schadstoffkombination, für die die möglichen Schäden auf dem Sicherheitsniveau  $1 - \varepsilon$  niedriger (und teilweise gleich) und deren Eintritte ebenfalls möglicher sind als die der anderen Schadstoffkombination.  $(A_1, B_1)$  schneidet in Abb. 10 besser ab, weil hier geringere Schäden eher für möglich und höhere Schäden weniger für möglich gehalten werden als bei  $(A_2, B_2)$ .



**Abb. 10:** Anwendung der  $\varepsilon$ -Präferenzregel

Anhand von Abb. 7 sei verdeutlicht, wie bei der Bestimmung des optimalen Schutzzielniveaus vorzugehen ist. Dabei werden Bedingungen unterstellt, die eine Entscheidung nach der  $p$ -Präferenz zulassen. Die Alternative  $(A_1, B_1)$  läßt überwiegend geringere monetäre Schäden erwarten als die Alternative  $(A_2, B_2)$ . Deshalb unterstellen wir für sie höhere Vermeidungskosten. Nach Berücksichtigung dieser Kosten sollen sich die Fuzzy-Intervalle für die jeweiligen unscharfen Gesamtkosten  $\tilde{G}(A_1, B_1)$  und  $\tilde{G}(A_2, B_2)$  ergeben. Die Kosten für die erste Alternative sollen „wesentlich“ höher sein. Dann schneidet die Alternative 2 auf dem Risikoniveau  $p^*$  günstiger ab als Alternative 1.

Für mehrere Kombinationen der Stoffe sind solche ad hoc-Vergleiche anzustellen. Eine formelhafte Ableitung des optimalen Schutzzielniveaus und der optimalen Kombination der Stoffe ist nicht möglich. Die Ergebnisse variieren mit der subjektiven vagen Beurteilung der relevanten Schäden und deren Eintrittsmöglichkeiten sowie der Kosten der Schadstoffvermeidung. Bei unterschiedlichen Verläufen der Bewertungsfunktion sind zwar Fuzzy-Entscheidungen mög-

lich, jedoch hat jede Konstellation ihre eigene Fuzzy-Regel. Falls die Fuzzy-Gesamtkostenfunktionen des Umweltschutzes die Gestalt der Funktionen in den Abb. 8 bis 10 hat, erlauben die diesbezüglichen Bewertungskriterien rationale Entscheidungen.

Die Fuzzy-Modelle können als abgeschwächte Version der stochastischen Entscheidungsmodelle aufgefaßt werden. Sie setzen geringere Informationen voraus. Es genügt, daß der Entscheider „qualitative“ Schadensniveaus und Eintrittswahrscheinlichkeiten angeben kann (z. B. gering, mittel, hoch). Solche qualitativen Abstufungen spielen bspw. in der juristischen Risikothorie zur Umweltvorsorge eine Rolle.<sup>23</sup> Die Fuzzy-Modelle können deshalb auch dann noch Entscheidungshilfen leisten, wenn die Stochastik versagt. Weil häufig nur qualitative Informationen bei Bewertungsfragen vorliegen, besteht grundsätzlich ein Bedarf an Methoden dieser Art.<sup>24</sup>

Weil ein stückweiser ad hoc-Vergleich der Schadstoffkombinationen vorgenommen werden muß, kann die Berechnung des Optimums leicht aufwendig werden. Wenn bspw. nur zwei Substanzen an der Schadensentstehung beteiligt sind und jeweils zehn Dosen betrachtet werden, muß man bereits den Vergleich für hundert Konstellationen durchführen. Deshalb sollte die Berechnung vereinfacht werden. Dazu kann auch die Fuzzy-Technik herangezogen werden. Man engt in einer ersten Runde die Alternativenmenge ein, indem man darüber entscheidet, ob ein kleiner, mittlerer oder hoher Schaden akzeptiert werden soll. Wenn dies geschehen ist, muß man in einer zweiten Runde nur noch aus den übrig gebliebenen Schadstoffkombinationen die optimale auswählen.

Ebenso erscheinen Vereinfachungen bei der Auswahl der zu berücksichtigenden Umweltzustände angezeigt. Um die Entscheidungssituation möglichst konkret wiederzugeben, wäre die Einbeziehung einer Vielzahl von Umweltzuständen sinnvoll. Dies würde jedoch zu einer Aufblähung des Entscheidungsmodells mit der Folge höherer Planungskosten und größerer Unübersichtlichkeit führen. Aus diesen Gründen erscheint es sinnvoll, ein Entscheidungsmodell vorzulagern, in dem die optimale Auswahl der Umweltzustände erfolgt. Laux empfiehlt, ein Bündel von Umweltzuständen durch den mittleren Zustand zu repräsentieren.<sup>25</sup> Rommelfanger schlägt vor, die Menge der mittleren Zustände als unscharfe Menge zu formulieren.<sup>26</sup>

Unsere Ausführungen sollten deutlich machen, wie diese Modelle grundsätzlich für die Frage-

---

<sup>23</sup> Vgl. Kloepfer, M., Handeln unter Risiko im Umweltstaat, in: Gethmann, C. F. und Kloepfer, M. (Hrsg.), Handeln unter Risiko im Umweltstaat, Heidelberg 1993

<sup>24</sup> Vgl. Munda, G., Nijkamp, P. und Rietveld, P., Qualitative multicriteria evaluation for environmental management, in *Ecological Economics*, Bd. 10 (1994), S. 101 f.

<sup>25</sup> Vgl. Laux, H., Entscheidungstheorie, Berlin et al. 1998, S. 375

<sup>26</sup> Vgl. Rommelfanger, H., Fuzzy Decision Support-Systeme, a. a .O., S. 133

stellung der Bestimmung von Umweltzielen genutzt werden können. Dabei wurde von einfachen Unschärfestrukturen ausgegangen. Insofern hatten unsere Alternativenvergleiche exemplarischen Charakter. Für andere Fuzzy-Strukturen sind möglicherweise kompliziertere Rangordnungskriterien heranzuziehen, eventuell entziehen sie sich auch eines eindeutigen Vergleiches, so daß dann auch diese Entscheidungsmodelle nicht weiterhelfen.

## **5. Schluß**

Die ökonomische Analyse macht deutlich, daß unter bestimmten Bedingungen rationale Entscheidungen auch bei begrenztem Wissensstand und bei besonderen Sicherheitsanforderungen möglich sind. Es lassen sich Kriterien ableiten, die bei Risikoentscheidungen beachtet werden sollten und die deshalb auch für die Festlegung von Grenzwerten nützliche Entscheidungshilfen leisten können. Angesichts der vielfältigen Unsicherheiten sind Entscheidungen über Umweltstandards Risikoentscheidungen. Die Umweltplanung sollte deshalb auf einer systematischen Risikoanalyse unter Einbeziehung der Erkenntnisse der ökonomischen Theorie beruhen. Die naturwissenschaftliche Forschung vermag zwar einen grundlegenden Beitrag zur Bestimmung der objektiven Risikofaktoren zu leisten, sie liefert jedoch kein methodisches Instrumentarium, um die subjektiv wertende Risikokomponente in den Griff zu bekommen. Damit eine echte entscheidungstheoretische Fundierung möglich ist, sollte sich die Umweltpolitik quantitativ definierte Ziele setzen. Der Mehrschadstofffall macht deutlich, daß dies nicht nur für die Umweltstandards, sondern bereits für die Schutzziele selbst gelten sollte. Nur auf diese Weise ist ein exakter Wirtschaftlichkeitsvergleich verschiedener Politikalternativen (Grenzwerte und Instrumente) möglich und werden die Entscheider zu klaren Zielfestlegungen gezwungen.

## **Zusammenfassung**

Es werden zwei neue Ansätze zur ökonomischen Bestimmung von Umweltzielen mit Hilfe der Entscheidungstheorie bei unvollkommener Information vorgestellt. Das Schwergewicht der Ausführungen liegt bei multiplen Schadstoffphänomenen. Der eine Ansatz geht von einem stochastischen Modell mit Sicherheitsrestriktion aus und der andere berücksichtigt höhere Grade der Unsicherheit mit Hilfe von Fuzzy-Entscheidungsmodellen.

## **Summary**

We present an economical determination of environmental targets using two new approaches within a decision theoretical framework under uncertainty. Our considerations concentrate on combined exposures to pollutants. The first approach derives environmental targets within a stochastic model with safety constraints. The other one takes into account higher degrees of uncertainty by using fuzzy-models.