

# Effiziente Minderung energiebedingter Umweltbelastungen: Externe Kosten und Schadenvermeidungsaufwand

Prof. Dr.-Ing. A. Voß VDI und Dr.-Ing. habil. R. Friedrich, Stuttgart

## **1 Definition optimaler Umweltschutzstrategien**

Umwelteinwirkungen, z. B. die Emission von Schadstoffen in Luft und Wasser, können, nachdem sie zu Rezeptoren, also Menschen, Tiere, Pflanzen, Materialien, transportiert wurden, dort Schäden verursachen. Diese Schäden können erheblich sein und - umgerechnet in Geldwerte - viele Milliarden DM betragen. Sie mindern somit die gesellschaftliche Wohlfahrt in erheblichem Maße, ihre Beseitigung oder Verringerung ist daher dringend geboten.

Die Verminderung der Umwelteinwirkungen ist aber ebenfalls mit hohen Kosten verbunden. Es entstehen Kosten für die Emissionsminderungsmaßnahmen, für schadstoffärmere, aber teurere Produktionsprozesse oder für die Verwendung von Alternativprodukten, die schadstoffärmer hergestellt werden können; oder es entstehen Nachteile durch den Verzicht auf bestimmte nur umweltschädigend herzustellende Produkte. Die derzeit durchgeführten Umweltschutzmaßnahmen verursachen Kosten von vielen Milliarden DM pro Jahr. Z. B. liegen die Kosten allein für die Minderung der SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen in Baden-Württemberg bei einer Mrd. DM pro Jahr /1/.

Somit verhindern Umweltschutzmaßnahmen einerseits Schäden in Milliardenhöhe, andererseits verursachen sie Kosten in Milliardenhöhe - diese Milliarden können natürlich dann für andere, z. B. soziale Zwecke, die ebenfalls zu einer Wohlfahrts-erhöhung beigetragen hätten, nicht mehr verwendet werden.

Somit konkurriert der Umweltschutz mit anderen Verwendungszwecken um die begrenzten volkswirtschaftlichen Ressourcen. Es stellt sich die Frage, wieviel Umweltschutz die Gesellschaft sich leisten soll. Die Aufgabe einer rationalen Umweltpolitik

besteht somit darin, die Umweltbeeinträchtigungen so zu begrenzen sowie die Nutzungsrechte der Umwelt so zu verteilen, daß der Nutzen der Gesellschaft, also die Wohlfahrt, maximiert wird.

Nun ist die Frage, wie stark denn nach dieser Regel die Umweltbeeinträchtigungen reduziert werden sollen, nicht ohne weiteres zu beantworten, weil die Wohlfahrtsfunktion, die die Höhe der Wohlfahrt in Abhängigkeit von Wohlfahrtsindikatoren angibt, nicht bekannt ist - es ist vielmehr umstritten, ob sich eine Wohlfahrtsfunktion überhaupt aufstellen läßt.

In der Wohlfahrtsökonomie wird, um dennoch weiterzukommen, der Begriff der Paretooptimalität eingeführt. Ein volkswirtschaftlicher Zustand heißt dann paretooptimal, wenn kein Wirtschaftssubjekt besser gestellt werden kann, ohne daß ein anderes Wirtschaftssubjekt schlechter gestellt wird. Anders ausgedrückt, Umweltschutzmaßnahmen sind nach dem Pareto-Kriterium dann vorteilhaft, wenn der Nutzen mindestens eines Wirtschaftssubjekts erhöht wird, ohne daß der Nutzen anderer Individuen abnimmt. Dabei sind (nach dem sog. Kaldor-Hicks-Kriterium) auch Entschädigungen durch (fiktive) Ausgleichszahlungen mit anzurechnen. Z. B. ist der Einbau einer Entschwefelungsanlage in einem Industriebetrieb für diesen bzw. - falls Preiserhöhungen durchsetzbar sind - für dessen Kunden zunächst natürlich nachteilig. Ist der Nutzen der reineren Luft, gemessen als Zahlungsbereitschaft der in der Umgebung wohnenden Menschen, aber höher als die Kosten der Minderungsmaßnahme, so könnten die Betroffenen die Kosten der Entschwefelungsanlage übernehmen. Der Betreiber der Anlage würde somit nicht mehr schlechter gestellt. Die betroffenen Menschen wären aber besser gestellt, weil der Nutzen der reineren Luft ihre Kosten überwiegt. Nach dem Pareto-Kriterium ist die Maßnahme damit vorteilhaft. Dies bedeutet keineswegs, daß die von der Luftverunreinigung Geschädigten den Verursacher tatsächlich für die Minderungsmaßnahmen entschädigen müßten, es handelt sich lediglich um ein Gedankenexperiment zur Überprüfung des Pareto-Kriteriums. Über die Verteilung von Kosten und Nutzen wird dabei nichts ausgesagt.

Im Rahmen der sogenannten neoklassischen Umweltökonomie kann nun abgeleitet werden, was als (pareto-)optimale Umweltschutzstrategie zu verstehen ist: ausgehend von derzeitigem Zustand der Umweltnutzung und -beeinträchtigung ist eine optimale

Umweltschutzstrategie, d. h. das optimale Bündel von Umweltschutzmaßnahmen, dasjenige, bei dem die Summe aus den monetarisierten Umweltschäden und den Kosten des Umweltschutzes minimal wird:

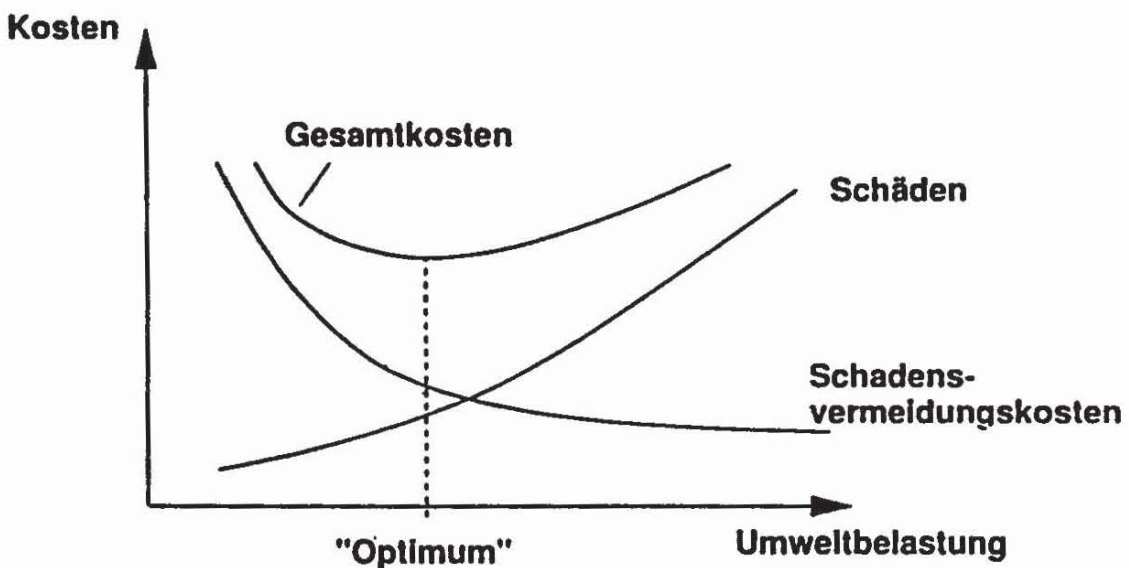
$$S_q + K_q \stackrel{!}{=} \min$$

mit

$K_q$  = Kosten der Umweltschutzstrategie  $q$

$S_q$  = Umweltschäden, die nach Durchführung der Strategie  $q$  verbleiben.

Abb. 1 soll diese Definition verdeutlichen.



**Abb. 1:** Veranschaulichung der Definition der optimalen Umweltschutzstrategie (siehe Text)

Dabei beinhalten die monetarisierten Schäden durch Umweltbelastung keineswegs nur die durch Marktpreise meßbaren Effekte, vielmehr sind gerade auch sogenannte intangible Werte, z. B. menschliches Leid durch Krankheit und Tod, geringerer Erholungswert belasteter Ökosysteme, Angst vor Unfällen und ähnliches mit zu berücksichtigen. Als Maß für den Geldwert einer Beeinträchtigung gilt im allgemeinen die Höhe des Betrages, die jemand bereit ist für die Verminderung der Beeinträchtigung zu zahlen.

Sind sowohl die Kostenkurve der Emissionsminderung als auch die Schadensfunktion stetig, differenzierbar und konvex (d. h. die zweite Ableitung ist  $\geq 0$ ), wie dies auch in Abb. 1 dargestellt ist, so gilt:

Die Summenkurve hat dort ein Minimum, wo ihre erste Ableitung gleich Null ist, wo also der Betrag der Grenzschäden gleich dem Betrag der Grenzkosten des Umweltschutzes ist.

Einige Schwächen des Ansatzes lassen sich durch Ergänzungen und Erweiterungen vermindern.

- \* So gibt es natürlich Umweltbelastungen, die auf jeden Fall vermieden werden müssen, weil z. B. die natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen bedroht sind. Bei solchen Belastungen ist eine Abwägung mit anderen Nutzen nicht mehr sinnvoll. Sie können aber in den Ansatz integriert werden, in dem ihnen ein sehr hoher oder gar unendlich hoher monetärer Wert zugewiesen wird, was dazu führt, daß die Belastungen sicher vermieden werden.
- \* Ungenügend werden Akkumulationseffekte behandelt, bei denen massive Schäden erst nach Akkumulation von Schadstoffen in einem Umweltmedium, z. B. den Böden auftreten. Hier führt u. U. eher der Ansatz des 'sustainable development' weiter, d. h. die Forderung, die Schadstoffabgabe an die natürliche Regenerationsfähigkeit der Natur anzupassen. Ist die maximale Aufnahmekapazität aber einmal festgelegt, so kann die maximale Schadstoffmenge als zu nutzende Ressource betrachtet werden; mit den Methoden der Ressourcenökonomie /3/, /4/ kann dann die zeitliche Verteilung der Nutzung bestimmt werden. Daraus lassen sich dann Nutzungskosten dieser fiktiven Ressource ableiten, diese wiederum ermöglichen die Integration in das vorgestellte umweltökonomische Konzept.
- \* Ein wichtiger Aspekt der derzeitigen Umweltschutzgesetzgebung ist die Vorsorge gegen Schäden. So verlangt etwa das Bundesimmissionsschutzgesetz die Emissionsbegrenzung nach dem Stand der Technik bei sogenannten genehmigungsbedürftigen Anlagen auch dann, wenn ohne Emissionsbegrenzungen ein Schaden nicht sicher nachweisbar ist. Dadurch soll Vorsorge gegen z. B. noch unbekannte Schädigungen getroffen werden. Allerdings wird der Stand der Technik natürlich von der Wahrnehmung von Umweltproblemen beeinflusst: dort, wo Umweltschäden bewußt werden, wird auch der Stand der

Technik weiterentwickelt. Auch Vorsorgegesichtspunkte lassen sich in das umweltökonomische Konzept integrieren, indem z. B. ein Aufschlag zu den ermittelten Grenzschäden addiert und so das optimale Umweltschutzniveau hin zu höherem Umweltschutz verschoben wird.

- \* Darüberhinaus verändern sich sowohl Grenzschäden wie Grenzminderungskosten eines Umweltzustandes im Zeitablauf; die Grenzschäden, weil eventuell neue Erkenntnisse über Schäden bekannt werden, die Grenzminderungskosten, weil die Technik der Schadensvermeidung ständig verbessert und weiterentwickelt wird. Der optimale Umweltschutz ist also nicht statisch, sondern ändert sich im Zeitablauf. Diese Zusammenhänge werden dadurch noch komplexer, daß - etwa durch Verhängung scharfer Grenzwerte - das Fortschreiten des Standes der Technik auch induziert bzw. beschleunigt werden kann.

Trotz dieser Schwächen scheint der zuvor erläuterte Ansatz der Umweltökonomie aber - gegebenenfalls unter Berücksichtigung der angesprochenen Modifikationen - geeignet, dem Zielkonflikt zwischen Umweltschutz und anderen Verwendungen knapper volkswirtschaftlicher Ressourcen Rechnung zu tragen.

Die Frage ist nun, ob aus diesem Ansatz auch konkrete Handlungsempfehlungen für optimale Umweltschutzmaßnahmen abgeleitet werden können. Dazu benötigt man einerseits die monetarisierten Schäden bzw. die externen Kosten der Umweltverschmutzung, andererseits die Kostenkurve des Umweltschutzes. Im folgenden Kapitel wird dargelegt, daß die Ermittlung externer Kosten der Umweltbelastung noch in den Anfängen steckt und daher mit großen Unsicherheiten verbunden ist.

## **2 Ermittlung von Umweltschäden bzw. externen Kosten der Energieversorgung**

Als 'externe Effekte' werden alle im Zusammenhang mit der Energiebereitstellung - einschließlich der vorgelagerten Prozeßstufen wie z. B. Bau und Abriß von Anlagen, Energietränergewinnung und -transport, Entsorgung - auftretenden technologiebedingten Effekte verstanden, deren Kosten nicht der Produzent, sondern dritte Personen bzw. die Allgemeinheit zu tragen haben.

Die Berücksichtigung dieser externen Effekte im Entscheidungsprozeß, also die Internalisierung externer Kosten setzt die Identifizierung, Quantifizierung und Monetarisierung der externen Effekte voraus. Dabei bestehen z. T. prinzipielle, z. T. durch den lückenhaften Stand des Wissens verursachte Schwierigkeiten und Probleme.

Zu den wesentlichen und meist diskutierten externen Effekten gehören Schäden an Umwelt und menschlicher Gesundheit. Solche Effekte lassen sich i. a. in Form von Wirkungspfaden beschreiben und einteilen. Ein Wirkungspfad besteht dabei aus dem physischen Wirkungspfad und der monetären Bewertung. Der physische Wirkungspfad beschreibt die Entstehung der Schäden, ausgehend von der Emission an der Quelle wird der Weg bis zum Rezeptor (z. B. Blatt, menschliche Lunge) und der Schaden beim Rezeptor aufgezeigt; anschließend erfaßt die monetäre Bewertung die Beschreibung des dadurch bedingten Nutzenverlustes für die Menschen und die Umrechnung dieses Verlustes in Kosten. Den grundsätzlichen Aufbau eines solchen Wirkungspfades zeigt Abbildung 2.

Welche Probleme sind nun mit der Bearbeitung der verschiedenen Stufen der Wirkungspfade verbunden?

Die Ermittlung der von der Quelle ausgehenden Emissionen in Luft, Wasser und Boden ist in den meisten Fällen ohne Probleme möglich. Die Ausbreitung und chemische Umwandlung von Schadstoffen in Luft, Boden und Wasser kann mit Hilfe von komplexen Modellen simuliert werden. Solche Ausbreitungsmodelle sind im Prinzip verfügbar, auch laufen derzeit Forschungsvorhaben zu ihrer Verbesserung. Die Ergebnisse weisen jedoch noch gravierende Ungenauigkeiten auf.

Problematisch ist aber vor allem die quantitative Abschätzung von Schäden, weil in den meisten Fällen quantitative Schadensfunktionen (Dosis-Wirkungsbeziehungen) fehlen oder zumindest nicht wissenschaftlich abgesichert sind. Dies soll im folgenden anhand einiger Beispiele aufgezeigt werden.

Bei den Waldschäden wird zwar vermutet, daß - nach dem Waldzustandsbericht des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten /11/ - Luftverunreinigungen eine Schlüsselrolle spielen. Es gilt jedoch auch: "Die Ursachenforschung hat

keine einfache, für alle Wälder gleichermaßen gültige Erklärung gebracht und wird sie angesichts der vielfältigen Zusammenhänge von Standorts-, Bestands-, Bewirtschaftungs- und Belastungsfaktoren auch nicht erbringen können. Einer allgemein gültigen Erklärung steht nach dem jetzigen Kenntnisstand entgegen, daß die Ursachen-Wirkungsketten durch unterschiedliche Standorts- und Belastungsbedingungen überlagert und variiert werden" /11/. Somit ist noch ungeklärt, welche Schadstoffe über welchen Wirkungspfad welche Beiträge zu den Waldschäden liefern; von der Aufstellung quantitativer Dosis-Wirkungs-Beziehungen ist man noch weit entfernt.



Abb. 2: Prinzipieller Aufbau eines Wirkungspfad

Das Problem des Fehlens quantitativer Ursache-Wirkungs-Beziehungen wird noch dadurch verstärkt, daß die Prozesse, die zu den Waldschäden führen, als langanhaltend und kumulativ angesehen werden. Die Schäden müssen somit nicht gleichzeitig mit der Schadstoffdeposition sichtbar werden, vielmehr kann es sich auch um Effekte handeln, die zu schleichenden Änderungen des Waldökosystems führen oder die erst nach Akkumulation im Boden zu Schäden führen. Besorgnis erregen daher mehr die Schäden, die in Zukunft auftreten können - dies erschwert die Schadensermittlung und -zuordnung natürlich zusätzlich.

Auch in anderen Bereichen sind Dosis-Wirkungs-Beziehungen mit hohen Unsicherheiten verbunden. Bei den Gesundheitsschäden sind die Zusammenhänge zwischen Schadstoffimmissionen und Gesundheitsschäden keineswegs gesichert, - vorhandene Dosis-Wirkungs-Beziehungen sind umstritten. Darüberhinaus lassen sich bei der Bestimmung des monetären Wertes eines Krankheitsrisikos oder gar eines Mortalitätsrisikos sehr unterschiedliche Werte ansetzen.

Die Gefährdung der Artenvielfalt durch Energietechniken kann nicht quantifiziert werden, weil es derzeit keine Möglichkeit gibt, die Auswirkungen von Beeinträchtigungen der Umwelt (Flächeninanspruchnahme, Emissionen, usw.) auf den Bestand der Arten zu bestimmen.

Die Folgen großer Kernreaktorunfälle können erheblich und katastrophal sein; multipliziert man diese Folgen aber mit der sehr geringen Wahrscheinlichkeit des Eintretens solcher Unfälle, wie sie etwa in der "Deutschen Risikostudie Kernkraftwerke Phase B" angegeben sind, so erhält man sehr kleine Risiken und damit sehr kleine externe Kosten pro Kilowattstunde.

Beim Treibhauseffekt lassen die Klimamodelle zwar eine zukünftige Erhöhung der mittleren Temperatur erwarten, schon die regionale Aufgliederung der Effekte ist aber mit Unsicherheiten verbunden. Ebenso ist umstritten, ob es zu einer Erhöhung des Meeresspiegels kommt und wie hoch dieser ausfällt. Zahlreiche mögliche schwerwiegende Auswirkungen der Klimaänderungen, bis hin zu vermehrt auftretenden Hurrikans, Landüberflutungen, Hungersnöten und Völkerwanderungen werden diskutiert. Wahrscheinlichkeit ihres Eintretens, Ausprägung und Folgen können aber derzeit nicht quantifiziert werden.

Erwähnt sei auch, daß es umstritten ist, inwieweit die Nutzungskosten des Verzehrs endlicher Ressourcen oder Primärenergieträger bereits in deren Preisen enthalten ist. Wegen der erheblichen Menge an noch vorhandenen fossilen Energieträgerressourcen sind diese Nutzungskosten - berechnet entsprechend der Theorie der endlichen Ressourcen - mit weniger als 0,03 Pfennigen pro Kilowattstunden /4, 7/ aber noch so gering, daß ihre Berücksichtigung bei Entscheidungen derzeit nicht relevant ist.

Es sei zudem darauf hingewiesen, daß externe Kosten nicht nur von der eingesetzten Technik, sondern auch vom Standort einer Anlage abhängen. Es gibt also nicht die externen Kosten von Kohlekraftwerken, sondern allenfalls die externen Kosten eines Kohlekraftwerks mit Technik X am Standort Y, das in den Stunden Z betrieben wird. Allein die Variation von Technik, Standort und Betriebszeit kann die externen Kosten um eine Größenordnung und mehr verändern.



Nach der Quantifizierung müssen die Schäden monetarisiert, also in einen Geldwert umgerechnet werden. Dabei besteht das Problem, daß nur ein Teil der durch die Schäden verursachten Nutzeneinbußen für den Menschen durch Marktpreise ausgedrückt werden kann. Beispielsweise können Kosten einer Fassadenrenovierung ohne Probleme ermittelt werden, nicht dagegen der Verlust an Erholungsnutzen durch Waldschäden. Für nicht gehandelte Güter können zwei Verfahren zur Bestimmung der Nutzeneinbußen verwendet werden:

Bei der indirekten Monetarisierung wird versucht, Werte für nicht auf dem Markt gehandelte Umweltgüter durch die Analyse von Märkten abzuschätzen, bei denen das Umweltgut indirekt eine Rolle spielt. Beispielsweise kann man den Preis von Häusern in Gegenden mit unterschiedlicher Umweltqualität untersuchen oder die Bereitschaft, ein weiter entfernt liegendes Erholungsgebiet aufzusuchen anstelle eines nahe gelegenen mit geringerer Qualität. Das Problem bei diesem Verfahren besteht offensichtlich darin, andere Ursachen für Preisunterschiede als die unterschiedlichen Umweltqualitätsniveaus auszuschließen oder herauszurechnen. Da in der Praxis aber nur wenige solcher indirekten Beziehungen zwischen marktfähigen Gütern und Umweltqualität existieren, ist diese Methode nur eingeschränkt einsetzbar.

Die Contingent Valuation-Methode (CVM) dagegen kann für alle Bewertungsprobleme angewendet werden. In persönlichen Interviews oder mittels Fragebögen wird gefragt, wieviel die betreffende Person für eine bestimmte Reduzierung der Gesundheitsrisiken, Umweltbelastungen usw. zu zahlen bereit ist (WTP = willingness to pay). Alternativ kann nach der WTA (= willingness to accept) gefragt werden, die die Höhe einer erforderlichen Kompensationszahlung für die Hinnahme eines Nachteils angibt.

Die Contingent Valuation-Methode ist prinzipiell ein geeigneter Ansatz zur Monetarisierung von Umweltrisiken. Die Fragen einer CVM-Studie müssen aber sehr sorgfältig konzipiert werden, um valide Ergebnisse zu erhalten. Bisherige CVM-Studien erfüllen nicht alle die grundlegenden Validitätskriterien.

Somit entstehen Unsicherheiten bei der Quantifizierung und Monetarisierung von Umweltschäden sowohl durch das Fehlen wissenschaftlich abgesicherter unumstrit-

tener Dosis-Wirkungs-Beziehungen als auch durch den Mangel an verlässlichen, durch empirische Studien belegten monetären Werten für Schäden.

Führt man trotz dieser Schwierigkeiten und Unsicherheiten Abschätzungen externer Kosten von Stromerzeugungskosten durch, wobei die derzeit vorhandenen Erkenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen und monetäre Werte trotz bestehender Unsicherheiten herangezogen und ausgewertet werden, so ergeben sich die in Tab. 1 dargestellten Ergebnisse. Es handelt sich überwiegend um vorläufige Ergebnisse von Rechnungen, die im Rahmen einer groß angelegten Studie der EU zum Thema 'externe Kosten der Energieversorgung' /6/ durchgeführt wurden sowie zum kleineren Teil um Überarbeitungen einiger früherer Abschätzungen der Autoren /7/.

Fragezeichen bedeuten, daß eine Quantifizierung von Schäden nicht einmal in Ansätzen möglich ist, Werte in Klammern deuten auf sehr große Unsicherheiten hin. Die angegebenen Werte sind die nach derzeitigen Wissen aus Sicht der Autoren bestmöglichen Schätzungen, sie sind keine Darstellung der möglichen Wertebandbreite der Ergebnisse. Andere Autoren kommen z. T. zu höheren Kosten /9/. Genaue Analysen dieser Werte zeigen jedoch /4, 7/, daß für deren Ermittlung häufig Annahmen getroffen werden, die aus Sicht der Autoren weniger plausibel als die hier eingesetzten Annahmen sind.

Die Betrachtung der Ergebnisse und der Bewertung der Unsicherheiten zeigt folgendes:

Die Unsicherheiten sind gerade bei den Problembereichen, die zu hohen externen Kosten führen könnten (beispielsweise beim Treibhauseffekt), besonders groß. Dagegen sind die Kosten von externen Effekte, die bereits seit einiger Zeit bekannt und gut erforscht sind, eher niedrig. Dies liegt daran, daß erkannte erhebliche externe Effekte auch in der Vergangenheit schon durch geeignete Maßnahmen wie z. B. Auflagen weitgehend internalisiert wurden.

Ein Beispiel hierfür sind die Waldschäden. Daß es neuartige Waldschäden - damals noch Waldsterben genannt - gibt, wurde in Wissenschaft und Öffentlichkeit ab Anfang der achtziger Jahre wahrgenommen. Obwohl die genauen Vorgänge, die zu den

**Tab. 1: Externe Kosten der Stromerzeugung**

Schadenskategorien	Unsicherheiten		Größenordnung der derzeitigen Abschätzungen <sup>2)</sup> (Pt/kWh)	
	Quant.	Monet.	Kohle	Kernenergie
Gesundheitsschäden (Öffentlich)	-/0	0/-	0,2-2	0,01-0,1
Gesundheitsschäden (beruflich)	+	0/-	0,3	0,01-0,03
Schäden an Feldfrüchten	0	+	0,02	-
Waldschäden	-	-	(0,1)	-
Materialschäden	+	+	0,2	-
Gefährdung der Artenvielfalt	-	-	?	?
Lärm	+	0	0,03	0,03
Verschmutzung von Grund- und Oberflächenwasser	-	0/-	?	?
Schadstoffanreicherung in Böden	-	-	?	?
Unfälle in Kernkraftwerken	+	0/-	-	0,01-0,1
Treibhauseffekt	-	-	(0,06-8)	(0,001-0,1)
Ressourcenverzehr	+	0	ca. 0	0-0,2

<sup>1)</sup> Unsicherheit der Quantifizierung/der Monetarisierung der Schäden: - groß (mehr als eine Größenordnung)  
o mittel  
+ klein

<sup>2)</sup> externe Kosten hängen von der Technik und vom Standort ab, Werte in Klammern weisen auf sehr große Unsicherheiten hin.

Zum Vergleich: Höhe der geplanten EG-CO<sub>2</sub>-Energiesteuer (max. Satz):  
 Strom aus Kernkraft: 1,40 Pt/kWh  
 Strom aus Kohle: 3,22 Pt/kWh

Waldschäden führen, bis heute nicht zweifelsfrei geklärt sind, wurden eine ganze Reihe von Maßnahmen zur Minderung der als Hauptursache vermuteten Luftschadstoffe verwirklicht. Zu erwähnen sind etwa die Verabschiedung der Großfeuerungsanlagenverordnung im Juni 1983, die Novellierung der TA Luft 1986, die Reduzierung des Schwefelgehalts in leichtem Heizöl auf 0,2 Prozent (1988) und die schrittweise Einführung des Dreiweg-Katalysators.

Eine belastbare Quantifizierung ist somit gerade in den Fällen, bei denen u. U. hohe externe Kosten vermutet werden, besonders schwierig.

Nachdem die Probleme, die mit der Monetarisierung von Umweltschäden verbunden sind, dargelegt wurden, soll im nächsten Abschnitt dargestellt werden, inwieweit die ebenfalls zur Ermittlung optimaler Emissionsminderungsstrategien benötigten Kostenkurven der Emissionsminderung erstellt werden können.

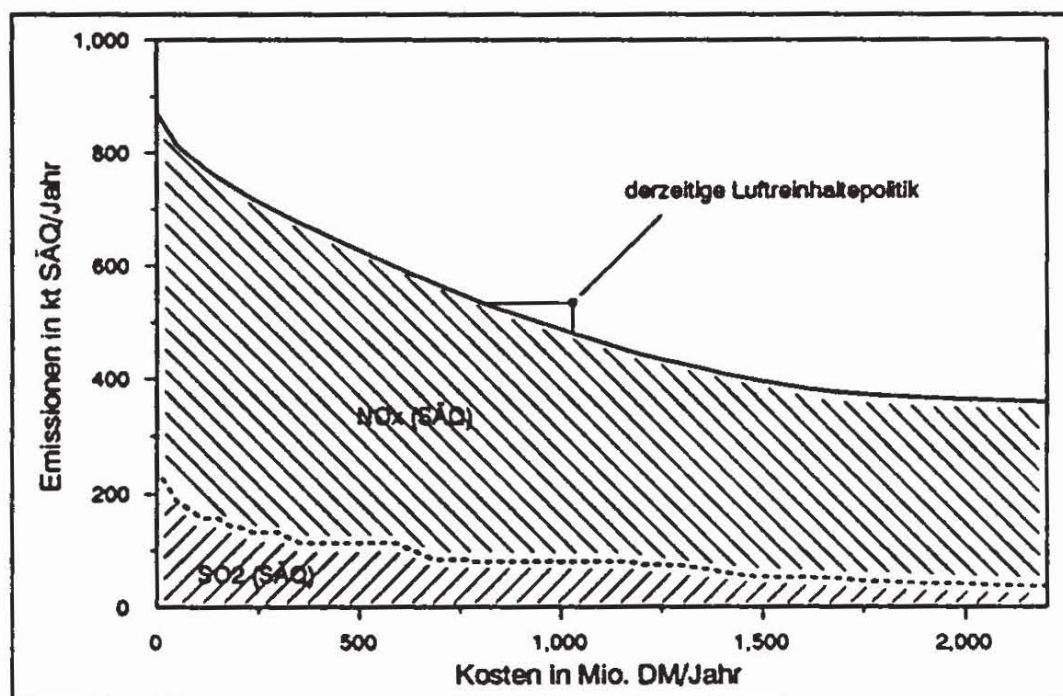
### **3 Kostenkurve des Umweltschutzes, gezeigt am Beispiel der Minderung von SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen in Baden-Württemberg**

Die Ermittlung von Kostenkurven der Emissionsminderung ist zwar mit hohem Aufwand verbunden, aber prinzipiell möglich. Beispielhaft sei die Kostenkurve der Minderung der SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen in Baden-Württemberg dargestellt.

Um diese Kostenkurve zu erstellen, wurde mit Hilfe einer aufwendigen Analyse der verschiedenen Emittenten in Baden-Württemberg effiziente Emissionsminderungsstrategien für SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> untersucht /1/. Effiziente Emissionsminderungsstrategien sind Strategien (Maßnahmenbündel), mit denen ein vorgegebenes Emissionsminderungsziel mit den geringst möglichen Kosten erreicht wird. Dazu wurden 2100 große (genehmigungsbedürftige) Feuerungsanlagen mit ca. 5000 Kesseln einzeln untersucht; des Weiteren wurden die 2,3 Mio. kleinere Feuerungsanlagen und mehrere Mio. Fahrzeuge, die sich auf den 14 000 Straßenabschnitten außerhalb geschlossener Ortschaften sowie innerhalb der Siedlungsflächen der 1111 Gemeinden Baden-Württembergs bewegen, berücksichtigt.

Abb. 3 zeigt ein zusammenfassendes Ergebnis der Analysen für alle Emittentengruppen. Dargestellt ist die Kostenkurve der  $\text{SO}_2$ - und  $\text{NO}_x$ -Emissionsminderung für Baden-Württemberg. Diese stellt für das Jahr 2000 den Zusammenhang zwischen den verschiedenen möglichen Emissionsniveaus und den bei Durchführung der effizientesten zugehörigen Strategie aufzuwendenden Kosten, also den mindestens zur Erreichung der Emissionsniveaus aufzuwendenden Kosten dar.  $\text{SO}_2$ - und  $\text{NO}_x$ -Emissionen werden dabei simultan behandelt. Als Grundeinheit zur Beschreibung der Emissionen wird ein kg Schadstoffäquivalent (SÄQ) verwendet, dieses entspricht einem kg  $\text{SO}_2$  oder 0,571 kg  $\text{NO}_x$ .

Jeder Punkt auf der Kostenkurve repräsentiert eine Vielzahl von Emissionsminderungsmaßnahmen in den verschiedenen Emittentenbereichen, die in ihrer Summe das effizienteste Maßnahmenbündel zur Erreichung der jeweiligen Emissionsminderung bilden. Ebenfalls in Abb. 3 eingezeichnet ist ein Punkt, der die Auswirkungen der derzeit auf Grund der bestehenden Gesetze und Verordnungen eingeleiteten Luftreinhaltestrategie beschreibt.



**Abb. 3:** Kostenkurve der Minderung von  $\text{SO}_2$ - und  $\text{NO}_x$ -Emissionen in Baden-Württemberg

Die nach 1984 eingeleiteten umweltpolitischen Maßnahmen zur Luftreinhaltung, insbesondere die Verabschiedung der Großfeuerungsanlagenverordnung, die Novellierung der TA Luft, die Festsetzung des maximalen Schwefelgehalts von leichtem Heizöl und Diesel auf 0,2 % und die neuen EG-Grenzwerte für Pkw-Emissionen, führen im Jahr 2000 nach /1/ in Baden-Württemberg zu der folgenden Emissionsminderung gegenüber dem Emissionsniveau ohne Emissionsminderungsmaßnahmen:

Die SO<sub>2</sub>-Emissionen betragen statt 240 000 t/a nur 91 000 t/a, sie sind um 62 % reduziert. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen werden von 368 000 t/a um 31 % auf 254 000 t/a abgesenkt. Diese Emissionsminderungen verursachen Kosten von 1,03 Mrd. DM/a in Baden-Württemberg.

Vergleicht man nun die tatsächlich durchgeführte Minderungsstrategie mit der Strategie der Kostenkurve, die die gleiche Emissionsminderung aufweist, so ergibt sich folgendes:

Die gleiche Emissionsminderung von 349 kt SÄQ/a (149 kt SO<sub>2</sub>/a und 115 kt NO<sub>x</sub>/a) entsteht bei einer optimalen Emissionsminderungsstrategie bei Grenzkosten von 3,52 DM/kg SÄQ entsprechend 3,52 DM/kg SO<sub>2</sub> und 6,16 DM/kg NO<sub>x</sub>. Für diese Minderung sind im optimalen Fall Kosten von 803 Mio DM/a aufzuwenden. Demzufolge beträgt die Abweichung von der Erreichung des Optimums 231 Mio DM/a.

Die Abweichungen der derzeit verfolgten Auflagenstrategie von der optimalen Emissionsminderungsstrategie führen somit zu zusätzlichen Kosten bzw. Schäden von mindestens 230 Mio DM/a, dies sind immerhin 22 % der insgesamt für die Luftreinhaltung eingesetzten Mittel.

Ein genauer Vergleich der Emissionsminderungsmaßnahmen, die bei optimaler Minderung einerseits und der derzeitigen Luftreinhaltungspolitik andererseits eingesetzt werden, zeigt, daß die Effizienz der Auflagenpolitik vor allem dadurch verbessert werden kann, daß die Auslastung der Anlagen stärker als bisher bei der Festlegung der Auflage berücksichtigt wird.

#### **4 Der Standard-Preis-Ansatz**

Reichen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen oder monetäre Werte von Schäden nicht aus, um externe Kosten mit hinreichend großer Genauigkeit zu berechnen, läßt sich aber die Kostenkurve der Schadensvermeidung ermitteln, so kann - als Behelfslösung - in einer Reihe von Fällen der sogenannte Standard-Preis-Ansatz verwendet werden.

Da in diesem Fall das 'optimale' Umweltschutzziel nicht ermittelt werden kann, wird es vorgegeben und angenommen, daß dieses Ziel optimal ist. Aus der Kostenkurve des Umweltschutzes können dann z. B. die Grenzkosten des Umweltschutzes bei Erfüllung dieses Zieles abgeleitet werden. Diese Grenzkosten sollten - um Mißverständnisse zu vermeiden - allerdings keinesfalls als externe Kosten bezeichnet werden. Die Ermittlung solcher Grenzkosten der Schadensvermeidung muß generell unter Betrachtung aller Verursacher von Umweltschäden erfolgen. Sie ist daher nicht anhand einer konkreten Entscheidungssituation durchführbar.

Im einzelnen wird folgendermaßen vorgegangen:

- a) Es werden Umweltschutzziele festgelegt oder vorhandene Umweltschutzziele herangezogen. Beispiele für solche Umweltschutzziele sind:
  - \* die Verringerung der CO<sub>2</sub>-Emissionen der Bundesrepublik Deutschland um 25 oder 30 Prozent bis 2005 ausgehend von den Emissionen im Jahr 1987,
  - \* die Vermeidung von Ozonimmissionen von mehr als 120 Mikrogramm pro Kubikmeter (als Halbstundenmittelwert).
  
- b) Es wird ermittelt, mit welchem Maßnahmenbündel sich das gesetzte Umweltschutzziel am effizientesten (also mit den geringst möglichen Kosten) realisieren läßt. Dabei werden alle denkbaren Möglichkeiten bei allen Umweltverschmutzern berücksichtigt.
  
- c) Die Grenzkosten der Erreichung des Umweltschutzzieles, also etwa die spezifischen Emissionsminderungskosten pro Schadstoffeinheit der teuersten Maßnahme des effizienten bzw. optimalen Maßnahmenbündels, werden

ermittelt. Diese Werte, beispielsweise x Mark pro Kilogramm  $\text{NO}_x$  oder y Mark pro Kilogramm  $\text{CO}_2$  werden dann bei Entscheidungen zur monetären Bewertung der Umweltauswirkungen herangezogen.

Der Standard-Preis-Ansatz trägt somit zur Ermittlung des 'optimalen' Umweltschutzes nicht bei. Ist das Umweltschutzziel aber einmal festgelegt, so kann mit Hilfe der Kostenkurve des Umweltschutzes bzw. der zugrundeliegenden Maßnahmenbündel ermittelt werden, auf welche Weise das Umweltschutzziel möglichst effizient, d. h. mit den geringst möglichen Kosten ermittelt werden kann. Prinzipiell kann das effiziente Maßnahmenbündel mit verschiedenen umweltpolitischen Instrumenten, z. B. Auflagen, Steuern oder Zertifikaten erreicht werden. Wie in /1/ dargelegt wird, haben in vielen Fällen Umweltsteuern deutliche Vorteile gegenüber anderen Instrumenten. Die Kostenkurve des Umweltschutzes gibt dann Auskunft darüber, wie hoch der Steuersatz sein muß, damit ein vorgegebenes Umweltschutzziel erreicht wird.

So läßt sich aus Abb. 3 ableiten, daß sich die Emissionsminderungen, die auf Grund der derzeitigen Luftreinhaltepolitik erfolgen, sich mit Grenzkosten beziehungsweise mit Umweltsteuern von 3,50 DM pro Kilogramm  $\text{SO}_2$  und 6,20 DM pro kg  $\text{NO}_x$  erreichen lassen. Definiert man diese Minderungen somit als derzeitiges Umweltschutzziel, so könnten diese Werte im Rahmen von Technikbewertungen verwendet werden. Bei weitergehenden Emissionsminderungszielen sind entsprechend höhere Werte anzusetzen, die sich aus den Kurven der Abbildungen ablesen lassen.

Für  $\text{CO}_2$  gibt es noch keine entsprechende Kostenkurve der Emissionsminderung. Allerdings liegen hier erste Ergebnisse der Enquete-Kommission "Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages vor. Dort wurden in verschiedenen Szenarien Maßnahmenbündel zusammengestellt, die bis 2005 zu einer Emissionsminderung von 30 Prozent führen würden. Beim Szenario "Preispolitik", bei dem die derzeit vorhandenen Kernkraftwerke weiterbetrieben, aber keine zusätzlichen Kernkraftwerke gebaut werden, liegen die Kosten der teuersten Maßnahme bei 80 - 100 Mark pro Tonne  $\text{CO}_2$ , wird der Zubau von Kernkraftwerken zugelassen, so sinkt dieser Wert auf rund 40 Mark pro Tonne  $\text{CO}_2$ .



Diese Werte können z. B. mit der geplanten kombinierten CO<sub>2</sub>/Energiesteuer der EU verglichen werden. Vorgesehen ist eine allmähliche Steigerung der Steuer bis auf 10 \$/b Öl, dabei werden 50 % proportional zu den CO<sub>2</sub>-Emissionen und 50 % proportional zum Heizwert berechnet. Der CO<sub>2</sub>-Steueranteil beträgt dann 18,80 DM/t CO<sub>2</sub>.

## 5 Zusammenfassung

Die Frage, wieviel Umweltschutz wir uns denn leisten sollen, wird von der neoklassischen Umwelttheorie wie folgt beantwortet:

Zu realisieren ist der Umweltschutz, bei dem die Summe aus monetarisierten Umweltschäden und Kosten des Umweltschutzes minimal wird.

Dazu sind die Umweltschäden zu monetarisieren. Es zeigt sich, daß dies in einigen wichtigen Fällen nur schwierig oder eingeschränkt möglich ist, weil die Wirkungspfade, die den Weg eines Stoffs von der Emission bis zur Wirkung beschreiben, teilweise sehr komplex sind und weil Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen fehlen.

Näherungsweise kann man in einigen Fällen, bei denen eine Quantifizierung und Monetarisierung von Schäden nicht möglich ist, die Grenzkosten des Erreichens eines vorhandenen oder festzulegenden Umweltschutzziels hinsichtlich des zu bewertenden Stoffs ermitteln und diese Grenzkosten dann zur Umrechnung der Emissionen dieses Stoffs in monetäre Einheiten verwenden. Als typische Ergebnisse einer solchen Vorgehensweise unter Verwendung der derzeit vorhandenen Umweltschutzziele ergeben sich z. B. 3-4 DM pro kg SO<sub>2</sub>, 6-8 DM pro kg NO<sub>x</sub> und 40-100 DM pro t CO<sub>2</sub>.

Diese Werte können dann verwendet werden, um bei Einzelentscheidungen Umweltschutzmaßnahmen zu evaluieren. Nur Maßnahmen, deren Kosten pro Schadstoffeinheit unterhalb der ermittelten Grenzvermeidungskosten liegen, können Bestandteil eines effizienten Umweltschutzes sein.

Allerdings sind Kostenkurven des Umweltschutzes bisher nur für wenige Arten von Umweltbeeinträchtigungen vorhanden. Die konsequente Anwendung dieses Ansatzes

bei Technikbewertungen und Entscheidungen erfordert daher die Erarbeitung weiterer Kostenkurven der Vermeidung der verschiedenen Umweltbelastungen.

Um eine Überprüfung oder genauere Festlegung von Umweltschutzziele zu ermöglichen, sollte überdies die Quantifizierung und Monetarisierung von Umweltschäden bzw. externen Effekten kontinuierlich weiter vorangetrieben werden. Dies würde dazu beitragen, belastbare Grundlagen für eine effiziente, die ökologischen und ökonomischen Erfordernisse gleichermaßen berücksichtigende Umweltpolitik bereitzustellen.

### Literatur

- /1/ Friedrich, Rainer:  
Umweltpolitische Maßnahmen zur Luftreinhaltung,  
Springer Berlin, Heidelberg, 1993
- /2/ Friedrich, Rainer:  
Ansatz zur Ermittlung optimaler Strategien zur Minderung von Luftschadstoff-  
emissionen aus Energieumwandlungsprozessen  
Forschungsberichte des IER Band 13, Stuttgart, Juni 1993
- /3/ Endres, Alfred:  
Umwelt- und Ressourcenökonomie,  
Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt 1985
- /4/ Friedrich, Rainer:  
Externe Kosten der Stromerzeugung - Probleme bei ihrer Quantifizierung,  
VWEV-Verlag, Frankfurt, 1993
- /5/ Friedrich, Rainer:  
Darstellung und Effizienz verschiedener Internalisierungsmaßnahmen; Pro-  
gnos-Schriftenreihe 'Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der  
Energieversorgung, Band 5, prognos AG, Basel, Juni 1992
- /6/ Commission of the European Communities (Hrsg.):  
Assessment of the External Costs of the Coal Fuel Cycle, Brüssel, 1993
- /7/ Friedrich, Rainer; Voß, Alfred:  
External Costs of Electricity Generation, Energy Policy, Febr. 1993, S. 114-  
122
- /8/ Friedrich, Rainer; Krewitt, Wolfgang; Staiger, Brigitte:  
Die Quantifizierung externer Effekte und deren Grenzen am Beispiel der  
Stromerzeugung aus Kohle,  
in: Soziale Kosten der Energienutzung.  
VDI-Bericht 927, VDI-Verlag, 1991, S. 101-116

- /9/ Hohmeyer, Olav:  
Soziale Kosten des Energieverbrauchs  
Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 1988
- /10/ Prognos (Hrsg.): Masuhr, Klaus, P.; Wolff, Heinfried; Keppler, Jan:  
Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der Energieversorgung,  
Endbericht, prognos, Basel, 1992
- /11/ BMELF (Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten):  
Waldzustandsbericht der Bundesregierung 1992
- /12/ Voß, Alfred; Friedrich, Rainer:  
Externe Kosten der Elektrizitätsversorgung,  
VDI-Tagung 'Energimix mit Kernenergie', Februar 1994
- /13/ Friedrich, Rainer; Kallenbach, Ulrich; Thöne, Eberhard; Voß, Alfred;  
Rogner, Hans; Karl, Hans-Dieter:  
Externe Kosten der Stromerzeugung,  
VWEV Verlag, Frankfurt, 1990