

# **Externe Kosten der Stromerzeugung**

Wolfram Krewitt

zur Veröffentlichung vorgesehen in:  
Rebhan, E. (Hrsg.): Energie – Handbuch für Wissenschaftler, Ingenieure  
und Entscheidungsträger  
Springer Verlag, 2002

## 6.1 Externe Kosten der Stromerzeugung

Wolfram Krewitt

Die Umwandlung von Energie zur Strom- und Wärmeerzeugung gehört zu den Grundlagen unseres wirtschaftlichen Handelns, belastet aber durch die Freisetzung von Schadstoffen auch gleichzeitig unsere Umwelt. Bei der Planung und Ausgestaltung unseres Energiesystems spielt die Umweltbelastung neben Aspekten wie Kosten oder Versorgungssicherheit eine immer wichtigere Rolle. Die Berücksichtigung von Umweltaspekten in Entscheidungsprozessen fällt um so leichter, je besser die Folgen der Umweltbelastung quantitativ dargestellt werden können. Es setzt sich außerdem die Erkenntnis durch, daß die durch Umweltbelastungen verursachten Schäden unter Umständen zu erheblichen volkswirtschaftlichen Kosten führen. Da diese Kosten nicht vom Verursacher getragen werden und sich nicht in den Preisen für Strom und Wärme widerspiegeln, werden sie als *externe Kosten* bezeichnet. Das Vorliegen externer Effekte führt – in der Sprache der Ökonomen - zu einer nicht-optimalen Allokation knapper Ressourcen, d.h. die Umwelt wird über das „optimale“ Maß hinaus in Anspruch genommen.

Im Sinne der neoklassischen Wohlfahrtstheorie ist die Lösung des Problems der externen Effekte einfach: externe Kosten müssen internalisiert werden, d. h. die durch die Umweltbelastung verursachten Kosten müssen dem Verursacher angelastet werden, damit die Marktpreise alle relevanten Kosten widerspiegeln, die mit der Bereitstellung eines Gutes verbunden sind. Dies kann durch Umweltsteuern, Abgaben, handelbare Emissionsrechte oder ähnliche Instrumente erreicht werden. Die Umsetzung der Theorie in die Praxis ist leider nicht ganz so einfach, da sie die Quantifizierung von Umweltschäden und deren ökonomische Bewertung voraussetzt. Die Komplexität der ökologischen und ökonomischen Zusammenhänge läßt erahnen, mit welchen Schwierigkeiten zu rechnen ist. Die folgenden Abschnitte erläutern Ansätze zur Quantifizierung und Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung und stellen Abschätzungen über die externen Kosten verschiedener Stromerzeugungstechnologien vor.

### 6.1.1 Das Konzept der externen Kosten

Der englische Ökonom Pigou hat bereits 1920 den Begriff der externen Effekte als die Differenz zwischen privatem und sozialem Nutzen in die ökonomische Theorie eingeführt. Ausgangspunkt für die Überlegungen Pigous war der Funkenflug von Lokomotiven, durch den an die Bahnlinie angrenzende Felder in Brand gesetzt wurden. Pigou identifizierte den damit verbundenen Schaden als Kostenfaktor, der in der Kostenrechnung des Verursachers (der Eisenbahngesellschaft) nicht berücksichtigt wurde. Seine Schlußfolgerung lautete: verursacht eine ökonomische Aktivität solche externe Kosten, bleibt ihr sozialer Nutzen hinter ihrem privaten Nutzen zurück. Um dennoch das Maximum an gesellschaftlicher Wohlfahrt zu erreichen, müssen diese Kosten dem Verursacher angelastet, also *internalisiert* werden.

Dem Grundmodell der neoklassischen Wohlfahrtstheorie liegen die Annahmen zugrunde, daß freie Märkte existieren und die Teilnehmer am Wirtschaftsgeschehen rationale Entscheidungen derart treffen, daß sie ihren individuellen Nutzen maximieren. Unter der Annahme, daß die Marktpreise alle relevanten Kosten widerspiegeln, die mit der Bereitstellung von Gütern verbunden sind, kann gezeigt werden, daß der Marktmechanismus zu einer optimalen Allokation knapper Ressourcen führt und zugleich ein gesellschaftlich optimales Wohlfahrtsniveau erreicht. Allerdings zeigt schon das oben genannte Beispiel der funkensprühenden Lokomotive, daß reale Märkte im Gegensatz zur Theorie Unvollkommenheiten aufweisen, die zu Marktversagen führen. Die Bereitstellung und Nutzung von Energie ist mit verschiedenen Formen der Umweltbelastung verbunden, die gesamtwirtschaftliche Kosten verursachen und damit das erreichbare Niveau der gesellschaftlichen Wohlfahrt senken. Da diese

externen Kosten nicht in den individuellen Kostenfunktionen enthalten sind, haben die Verursacher keinen Anreiz, ihr Verhalten zu ändern, um diese Kosten zu reduzieren. Werden jedoch die externen Kosten durch Internalisierungsmaßnahmen dem Verursacher (z.B. dem Kraftwerksbetreiber) angelastet, so wird dieser Vermeidungsmaßnahmen ergreifen. Im Sinne der neoklassischen Wohlfahrtstheorie gibt es ein „optimales Emissionsniveau“. Es wird dann erreicht, wenn die Kosten für die Vermeidung einer zusätzlichen Einheit Schadstoffs (die marginalen Vermeidungskosten) gerade genau so groß sind wie die Schadenskosten, die den Wert der durch diese Emission verursachten Umweltschäden (die marginalen Schadenskosten) widerspiegeln (Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..1).

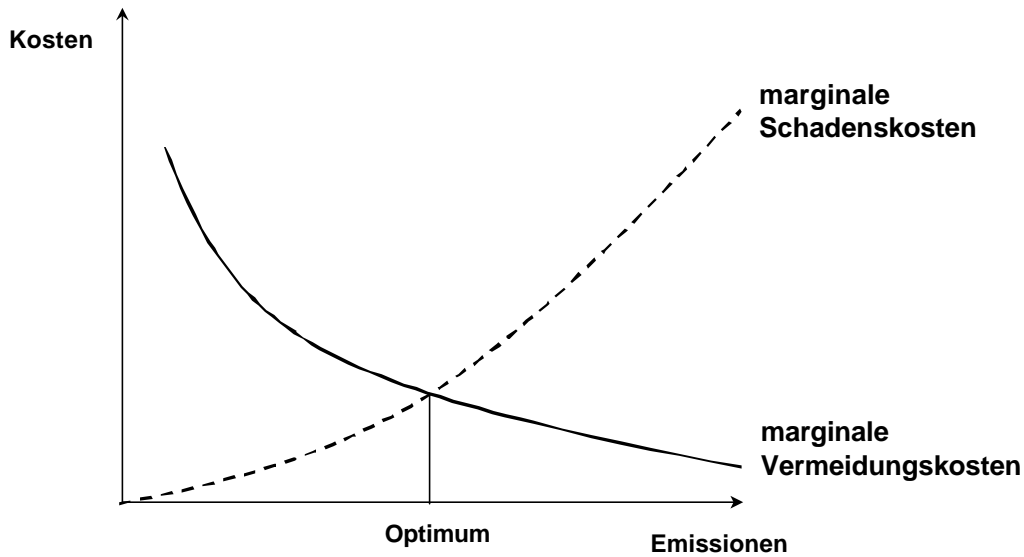
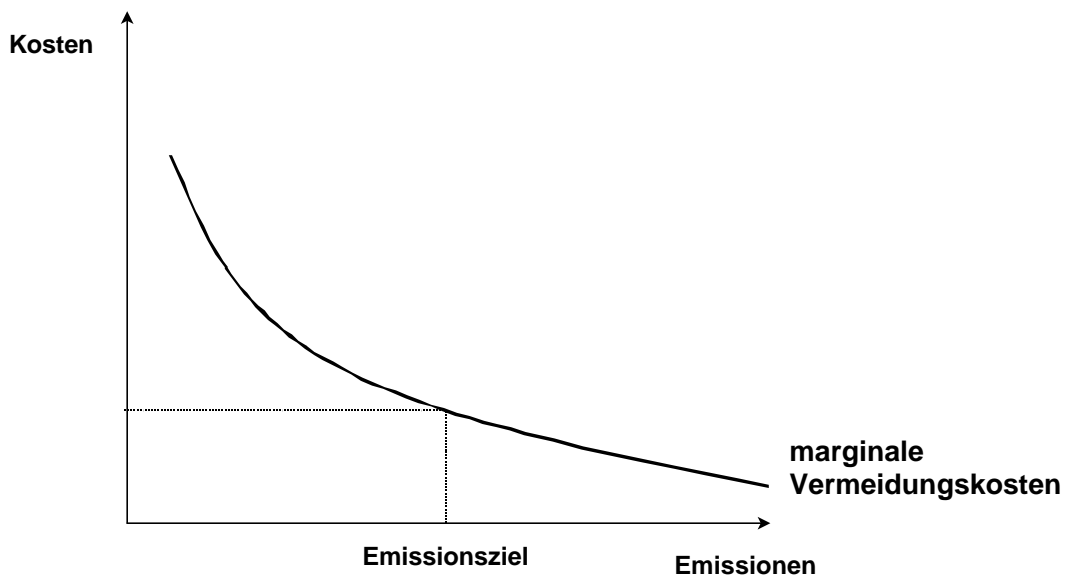


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..1. Bestimmung des „optimalen Emissionsniveaus“



**Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..3.** Ermittlung von Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis Ansatz

Dieses Konzept zur Bewertung von Umweltschäden ist jedoch nicht überall anwendbar, da es zum einen ausreichende Kenntnisse über die Schäden und die daraus entstehenden Schadenskosten und zum anderen die prinzipielle Möglichkeit zur Kompensation von Umweltschäden und Gesundheitsrisiken durch Waren und Dienstleistungen voraussetzt. Ist dies nicht gegeben, bietet sich als Ausweg die Ermittlung von Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis Ansatz an. Ausgehend von einem gesellschaftspolitisch festgelegtem Umweltqualitätsziel (z. B. CO<sub>2</sub>-Minderungsziel) werden die Kosten geschätzt, die zum Erreichen dieses Ziels aufgewendet werden müssen (Abb. **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..3**). Zwar sind in einem solchen Fall die durch die Umweltschäden entstandenen Schadenskosten nicht bekannt, die nach dem Standard-Preis Ansatz ermittelten Vermeidungskosten können jedoch als Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft für die Vermeidung eines bestimmten Umweltproblems aufgefaßt werden.

### 6.1.2 Ansätze zur Quantifizierung und Bewertung von Umweltschäden

Das im vorhergehenden Absatz dargestellte Konzepte der externen Kosten geht generell davon aus, daß

- ein kausaler Zusammenhang zwischen einer Umweltbelastung und einem resultierenden Schaden hergestellt werden kann, und daß
- die Schäden in quantifizierbaren Größen erfaßt werden können.

Um dies zu ermöglichen, wird versucht, die kausale Wirkungskette eines Schadstoffs von der Emission über Transport- und Umwandlungsprozesse bis hin zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren (z. B. Menschen, Pflanzen) durch Modelle zu beschreiben. Um die marginalen Schäden, also die durch ein zusätzliches Kraftwerk an einem bestimmten Standort verursachten Schäden abschätzen zu können, müssen standortabhängige Größen wie z. B. meteorologische Bedingungen, die Bevölkerungsverteilung um das Kraftwerk oder die Belastung der Atmosphäre durch Schadstoffe aus anderen Quellen berücksichtigt werden.

Da die Wirkungskette von der Emission eines Schadstoffs bis zur Wirkung in der Realität unter Umständen sehr komplex ist, muß die Wirkungskette sinnvoll vereinfacht werden, um sie einer modelltechnischen Beschreibung überhaupt zugänglich zu machen. Zur Strukturierung und transparenten Darstellung von Zwischenergebnissen wird die Wirkungskette dabei in die in Abb. **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..4** dargestellten Stufen unterteilt. Während die Umwelteinwirkungen oft meßtechnisch erfaßt und dementsprechend relativ genau angegeben werden können, werden die Unsicherheiten bei der Beschreibung der Wirkungskette generell von Stufe zu Stufe größer. Die hier skizzierte Vorgehensweise zur Schadensabschätzung wird als Wirkungspfad-Analyse bezeichnet.

Die Energieumwandlung mit allen erforderlichen vor- und nachgelagerten Prozeßstufen wie z. B. der Brennstoffförderung, dem Brennstofftransport, dem Bau des Kraftwerks und der Entsorgung von Rückständen verursacht viele verschiedene Umwelteinwirkungen, von denen im Prinzip jede einzelne durch einen eigenen Wirkungspfad beschrieben werden müßte. Es liegt auf der Hand, daß selbst im Rahmen einer umfassenden Technikbewertung nicht alle Wirkungspfade verfolgt werden können und auch nicht verfolgt werden müssen. Im Hinblick auf die ohnehin vorhandenen Unsicherheiten ist es zur Abschätzung von Schadenskosten im allgemeinen ausreichend, diejenigen Wirkungspfade zu modellieren, die die voraussichtlich größten Umweltschäden beschreiben. Der Auswahl der „wichtigsten“ Wirkungspfade liegt allerdings eine erste Bewertung zu Grunde, und sie muß dem Stand des Wissens entsprechend sorgfältig durchgeführt werden. Es ist dabei nicht auszuschließen, daß Wirkungs-

pfade, denen nach dem heutigen Kenntnisstand keine Priorität eingeräumt wird, unter Umständen in der Zukunft eine weit größere Bedeutung bekommen. Für die hier betrachteten Stromerzeugungssysteme wurden nach einer umfassenden Literaturlauswertung die in Tabelle **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..1** dargestellten Wirkungspfade als besonders wichtig identifiziert.



**Abb.** Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..4. Die Stufen eines Wirkungspfades

Im Einzelfall können spezifische lokale Effekte wie z. B. die Gefährdung einer vom Aussterben bedrohten Pflanzen- oder Tierart von größerer Bedeutung sein als die in Tabelle **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..1** genannten Wirkungen. Falls solche speziellen Gegebenheiten nicht schon zu einem Abbruch des Vorhabens während des Genehmigungsverfahrens führen, müssen diese Effekte bei der Berechnung von externen Kosten natürlich berücksichtigt werden.

Die in Tabelle **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..1** aufgeführten Schadenskategorien unterscheiden sich im Hinblick auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Effekte zum Teil erheblich voneinander. Der Lärm durch eine Windkraft-

anlage führt zu einer direkten Belästigung im Bereich von wenigen hundert Metern um die Anlage. Andererseits bilden sich sekundäre Schadstoffe wie z.B. Sulfate oder Nitrate erst nach einer Verweilzeit in der Luft von bis zu einigen Tagen, in dieser Zeit können sie Entfernungen von mehreren hundert Kilometern zurückgelegt haben und somit zu einer Schädigung in großer Entfernung von der Schadstoffquelle führen. Die Emission von Treibhausgasen führt zu einer globalen Änderung des Strahlungsgleichgewichts der Erde, deren volle Wirkung sich möglicherweise erst nach mehreren Jahrzehnten oder auch Jahrhunderten einstellen wird. Auch die bei der Kernspaltung entstehenden radioaktiven Stoffe haben zum Teil eine Verweildauer in der Biosphäre von mehreren tausend Jahren.

**Tabelle** Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..1 Übersicht über die wichtigsten Wirkungspfade der betrachteten Stromerzeugungssysteme

Schadenskategorie	Umwelteinwirkung
Gesundheitsschäden	Primäre und sekundäre Luftschadstoffe Ionisierende Strahlung
Beeinträchtigung des Wohlbefindens	Lärm
Klimaänderung	Treibhausgase
Schäden an Feldpflanzen	Primäre und sekundäre Luftschadstoffe
Auswirkungen auf Ökosysteme	Versauerung, Eutrophierung
Schäden an Sachgütern	Primäre und sekundäre Luftschadstoffe, saure Deposition
Schädigung maritimer Ökosysteme	Öleinträge ins Meer

Die Methodik der monetären Bewertung von Umweltschäden wird aus der Wohlfahrtsökonomie übernommen. Der monetäre Wert eines Umweltschadens wird daran gemessen, wieviel die Betroffenen zu zahlen bereit wären, wenn dadurch der Schaden vermieden werden könnte, bzw. welche Kompensation erforderlich ist, damit sie bereit sind, den zu erwartenden Schaden auf sich zu nehmen.

Monetäre Werte für Umweltschäden können in einigen wenigen Fällen als Marktpreise ermittelt werden (z.B. bei Ertragsverlusten in der Landwirtschaft). In den meisten Fällen ist diese Möglichkeit jedoch nicht gegeben, da Güter wie Gesundheit oder Artenvielfalt nicht auf einem Markt gehandelt werden. In diesen Fällen können in der Umweltökonomie entwickelte indirekte oder direkte Methoden zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft genutzt werden.

Theoretisch erlaubt die direkte Erfassung von Zahlungsbereitschaften durch Befragungen („Contingent Valuation“-Methode) eine umfassende Bewertung externer Effekte. In persönlichen Interviews oder mit Fragebögen wird ein repräsentativer Teil der Bevölkerung nach der Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung eines Schadens oder nach der Höhe der Kompensationszahlung für die Hinnahme eines Nachteils befragt. Zahlungsbereitschaften messen den Nutzenverlust einschliesslich aller immateriellen Teile, wie zum Beispiel der Möglichkeit, eine intakte Landschaft zu besuchen oder der Gewissheit, daß eine bestimmte Tierart erhalten bleibt (der sogenannten „Options-“ und „Existenznutzen“). Diese Bewertungsmethode ist allerdings auch mit Problemen verbunden. Ein Haupteinwand ist, daß die geäußerten hypothetischen Zahlungsbereitschaften nicht unbedingt den tatsächlichen Wertschätzungen des Befragten entsprechen, da keine realen finanziellen Konsequenzen zu befürchten sind. Manchmal wird auch kritisiert, daß die zu bewertende Änderung eines Zustands (z. B. Änderung des Todesfallrisikos um  $10^{-6}$ ) vom Befragten kaum zu erfassen und damit auch nicht zu bewerten ist. Durch ein sinnvolles Design der Befragungen können diese Probleme zumindest teilweise vermieden werden.

Um die genannten Probleme bei der Bewertung zu umgehen, wird bei sogenannten indirekten Verfahren zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft versucht, auf der Grundlage beobachtbarer Marktdaten eine Verbindung zwischen einem auf einem Markt gehandelten Gut und dem zu bewertenden Umweltgut herzustellen und dann von der Nachfrage nach dem privaten Gut auf die Wertschätzung des Umweltgutes zurückzuschließen. Bekannt sind z. B. Untersuchungen, in denen der Einfluss der Umweltqualität auf Grundstückspreise oder Wohnungsmieten untersucht wird. Unterschiede in den Preisen reflektieren u. a. den Wert der Umweltqualität. Ein weiteres Beispiel für indirekte Verfahren sind sogenannte Lohndifferenzstudien, in denen davon ausgegangen wird, daß der Lohn für eine besonders risikoreiche Tätigkeit eine Risikoprämie enthält. Unter Berücksichtigung von Einflussgrößen wie Ausbildung, Alter usw. kann mit statistischen Verfahren ein Zusammenhang zwischen Risiko und Risikoprämie und damit der „Wert“ des erhöhten Risikos ermittelt werden.

Die Verfahren zur Bewertung von Umweltschäden können natürlich nur dort angewendet werden, wo ausreichende Informationen über das Ausmaß der zu erwartenden Schäden zur Verfügung stehen. Da wir die Schäden durch den Treibhauseffekt und die Schäden an Ökosystemen durch Versauerung und Eutrophierung nicht ausreichend quantifizieren können, erfolgt die Bewertung hier – vom wohlfahrtstheoretischen Ansatz abweichend – auf der Basis von marginalen Vermeidungskosten, die zum Erreichen eines vorgegebenen Ziels aufzuwenden sind.

In den folgenden Abschnitten werden die Ansätze zur Quantifizierung und Bewertung der für die Stromerzeugung wichtigsten Umwelteffekte zusammengefaßt.

#### *Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe*

Die Mechanismen, mit denen die für die fossile Stromerzeugung relevanten Schadstoffe auf den menschlichen Organismus wirken, werden bisher nicht vollständig verstanden. Dementsprechend stehen keine Prozeßmodelle zur Verfügung, mit denen der kausale Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung und dem resultierenden negativen Effekt beschrieben werden kann. Andererseits wurde der Zusammenhang zwischen Mortalität bzw. Morbidität und der Konzentration von Luftschadstoffen in vielen Studien beobachtet, so daß zweifellos ein statistischer Zusammenhang besteht. Obwohl dessen Interpretation oft schwierig und zum Teil nicht eindeutig ist, bildet dieser statistische Zusammenhang die Grundlage für die hier durchgeführte Schadensabschätzung.

Bei der Berechnung externer Kosten durch Gesundheitsschäden ist der Einfluß von Luftschadstoffen auf die Mortalität von besonderer Bedeutung. Inzwischen wurde der Zusammenhang zwischen der Sterblichkeitsrate und der Feinstaubbelastung in mehreren Studien sowohl in den USA (z.B. [1], [2], [3]) als auch in Europa [4], [5] untersucht. In diesen Studien konnte unter Berücksichtigung saisonaler und witterungsbedingter Einflüsse ein Zusammenhang zwischen der Feinstaubkonzentration und einer erhöhten Sterblichkeitsrate festgestellt werden. Die Ergebnisse neuer Studien in den USA (z. B. [6], [7]) zeigen, daß es auch durch eine langfristige Schadstoffbelastung auf niedrigem Niveau zu einer Verringerung der Lebenserwartung in der Bevölkerung kommt (sogenannte „chronische“ Mortalität). Da jedoch die tatsächlichen Wirkungsmechanismen bisher nur unzureichend verstanden werden, sind die Unsicherheiten in diesem Bereich relativ groß. Während in epidemiologischen Studien die Feinstaubbelastung in Masseneinheiten ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) gemessen wird, erscheint es als durchaus plausibel, daß auch die Anzahl der Teilchen eine wichtige Bestimmungsgröße für die Wirkung ist. Außerdem ist die Bezeichnung „Partikel“ sehr unspezifisch, da sowohl die Größe als auch die Zusammensetzung der Partikel stark variieren kann. Obwohl Ergebnisse aus Laboruntersuchungen darauf hinweisen, daß die Zusammensetzung der Staubpartikel (z. B. Schwermetallanlagerungen) einen großen Einfluß auf die Wirkung haben können, wird sie in epidemiologischen Studien bisher nicht berücksichtigt. Dementsprechend ist die Masse an

Feinstaub unter Umständen nur ein grober Indikator für das Schadstoffgemisch und die Belastung mit dem tatsächlich wirkungsrelevanten Schadstoff.

Bei der Abschätzung der Gesundheitseffekte wird neben der erhöhten Sterblichkeit auch eine große Bandbreite nicht tödlicher Effekte wie zum Beispiel Tage mit eingeschränkter Aktivität, eine Erhöhung der Häufigkeit von Asthmaanfällen oder die Zunahme von Bronchitisfällen berücksichtigt,

Grundlage für die monetäre Bewertung eines erhöhten Sterblichkeitsrisikos ist nicht – wie manchmal fälschlicherweise angenommen wird – der „Wert“ eines bestimmten Menschenlebens, der sich als solcher nicht beziffern läßt, sondern die Zahlungsbereitschaft für eine Verringerung eines Risikos. In der Umweltökonomie wird die Zahlungsbereitschaft für die Verringerung eines kleinen Risikos, durch einen Unfall oder eine Krankheit zu Tode zu kommen, als „Wert eines statistischen Lebens“ (Value of Statistical Life – VSL) bezeichnet. Ist jemand z. B. bereit, 300 Euro für eine Maßnahme (z. B. Einbau eines Airbags) auszugeben, die das jährliche Todesfallrisiko um 1/10000 reduziert, so beträgt in diesem Fall der Wert des statistischen Lebens 3 Millionen Euro. Solche Abwägungen zwischen Kosten und Risiken werden in der Gesellschaft oft auf individueller und staatlicher Ebene durchgeführt – wenn auch häufig nicht auf quantitativer Basis.

Als Ergebnis einer umfangreichen Auswertung vorliegender Studien zur Ermittlung des VSL wird in [8] ein Wert von 3,3 Millionen Euro (Bezugsbasis ist das Jahr 2000) vorgeschlagen. Aus dem VSL wurde hier ein „statistischer Wert eines Lebensjahres“ abgeleitet, also die Zahlungsbereitschaft für die Verringerung eines kleinen Risikos, das die Lebenserwartung um ein Jahr reduziert [9]. Der „statistische Wert eines Lebensjahres“ ist besser geeignet als der VSL, um die durch verschiedene Schadstoffe verursachten, zum Teil sehr unterschiedlichen Wirkungen verschiedener Schadstoffe berücksichtigen zu können.

Ebenso wie für tödliche Gesundheitsschäden kann auch die Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung von nicht tödlichen Effekten (Morbidität) durch direkte Befragungen abgeschätzt werden. Zu der Zahlungsbereitschaft werden hier meistens die Kosten der medizinischen Behandlung addiert. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft zur Verhinderung von Krankheiten ist nach empirischen Schätzungen etwa dreimal so hoch wie die reinen Krankheitskosten.

In Tabelle **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..3** sind für einige der relevanten Gesundheitseffekte beispielhaft die zur Berechnung der externen Kosten verwendeten Bewertungsansätze angegeben.

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..3.** Monetäre Bewertung von Gesundheitsrisiken (Euro, Preisbasis 2000) [8]

	<b>Euro</b>
<b>Mortalität</b>	
Wert eines verlorenen Lebensjahres	105 000
<b>Morbidität</b>	
Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme	4320
nicht-tödliche Krebserkrankung	480 000
Tag mit eingeschränkter Aktivität	110
Asthmaanfall	75
Chronischer Husten bei Kindern (Episode)	240
Tag mit Atemwegssymptomen	45

#### *Gesundheitsschäden durch ionisierende Strahlung*

Eine erhöhte Belastung mit ionisierender Strahlung in niedrigen Dosisbereichen führt zu stochastischen Effekten (Krebs und genetischen Effekten), für die kein Schwellenwert angenommen wird. Oberhalb einer Schwellendosis von ca. 0,1 Sv kommt es zu deterministischen



Effekten (z.B. Schädigung des Knochenmarks in einem Dosisbereich von über einem Sv). Wegen der hohen und in einem weiten Wertebereich schwankenden spontanen Krebsrate ist es mit statistischen Methoden bisher nicht gelungen, eine Erhöhung der Krebsrate durch niedrige Strahlendosen wirklich nachzuweisen. Um trotzdem Aussagen über das Risiko kleiner Dosen machen zu können, wird die bei hoher Dosis und hoher Dosisleistung gefundene Abhängigkeit des Risikos von der Dosis auf den niedrigen Dosisbereich extrapoliert, wobei der Verlauf der Extrapolationskurve umstritten ist, von einigen Fachleuten wird sogar ein „biopositiver“ Effekt im niedrigen Dosisbereich angenommen. Für die in Kapitel 6.1.3 durchgeführte Schadensabschätzung werden die von der International Commission on Radiological Protection (ICRP) [10] für den Bereich des Strahlenschutzes empfohlenen Risikofaktoren verwendet, die einen Zusammenhang zwischen der Strahlenbelastung und der Häufigkeit von Krebsfällen und genetischen Effekten herstellen.

#### *Schädigung von Feldpflanzen durch Luftschadstoffe*

Immissionen von Luftverunreinigungen wie SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, HF und PAN, die auf Pflanzen toxisch wirken, lösen eine Folge von biochemischen und physiologischen Wirkungsprozessen aus, die zu einer Schädigung von Pflanzen führen können. Vor allem die im Zusammenhang mit der Stromerzeugung relevanten Schadstoffe SO<sub>2</sub> und Ozon üben offensichtlich einen großen Einfluß auf die Entwicklung von Feldpflanzen aus. Aus den Ergebnissen von Experimenten mit Feldpflanzen in sogenannten „open-top chambers“ oder im Freiland konnten Dosis-Wirkungsbeziehungen abgeleitet werden, die die Abhängigkeit des Ertrags von Feldpflanzen von der Schadstoffbelastung beschreiben (siehe z. B. [11], [12], [13]). Verschiedene Untersuchungen zeigen, daß bei niedrigen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen (unterhalb von ca. 15 µg/m<sup>3</sup>) in der Umgebungsluft eine Erhöhung der SO<sub>2</sub>-Konzentration wegen Düngeeffekten eine positive Auswirkung auf den Ertrag von Feldpflanzen hat. Bei niedrigen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen steigt der Ertrag also mit wachsender Konzentration, erst ab ca. 15 µg/m<sup>3</sup> nimmt er wieder ab. In Gebieten mit niedriger SO<sub>2</sub>-Konzentration kann es also durch zusätzliche SO<sub>2</sub>-Emissionen durchaus zu Ertragssteigerungen kommen.

Zur ökonomischen Bewertung von Ertragsverlusten in Europa werden so weit wie möglich Weltmarktpreise oder – falls keine Weltmarktpreise existieren – Preise aus Ländern der Europäischen Union verwendet.

#### *Materialschäden durch Luftschadstoffe*

Alle Materialien, die der Atmosphäre ausgesetzt sind, werden durch natürliche Verwitterungsprozesse und durch Luftverunreinigungen geschädigt. Zur natürlichen Verwitterung tragen Regen, Frost, Meeressalze, aber auch Bakterien bei. Heutzutage überwiegt jedoch die Schädigung durch Luftverunreinigungen die natürliche Verwitterung um einen Faktor zwischen 10 und 100.

Metallische und anorganische Materialien werden vor allem von SO<sub>2</sub> und von sauren Niederschlägen angegriffen (Korrosion). Ozon ist vor allem für die Gefährdung organischer Materialien bekannt. Staubemissionen führen zusätzlich zu einer Verschmutzung der Oberflächen. Sowohl die Korrosion wie auch die Verschmutzung führen zu erhöhten Instandsetzungs- und Instandhaltungskosten. Für die Korrosion, insbesondere durch saure Deposition, gibt es eine ganze Reihe von gut abgesicherten Expositions-Wirkungsbeziehungen, jedoch nicht für die Verschmutzung. Die Dosis-Wirkungsbeziehungen zur Bestimmung des Materialabtrags durch Korrosion wurden im wesentlichen aus Messungen abgeleitet, die im Rahmen des UN-ECE International Cooperative Programme in verschiedenen Ländern durchgeführt wurden [14]. Aus dem Verhältnis zwischen dem durch Luftschadstoffe verursachten Materialabtrag und dem sogenannten *kritischen Materialabtrag* (dies ist der Materialabtrag, bei dem eine Instandsetzung erforderlich wird) läßt sich der Anteil der Materialoberfläche bestimmen,

der jährlich aufgrund der Schadstoffbelastung vorzeitig instandgesetzt werden muß. Mit Hilfe von flächenspezifischen Instandhaltungskosten, die je nach Material und Land sehr unterschiedlich sein können, lassen sich die resultierenden Schadenskosten berechnen.

#### *Wirkung von Luftschadstoffen auf naturnahe Ökosysteme durch Versauerung und Eutrophierung*

Pflanzen und Ökosysteme können auf direktem oder indirektem Weg durch Luftverunreinigungen und den Eintrag von Schadstoffen geschädigt werden. Indirekt können Schadstoffeinträge die Ökosysteme durch Bodenversauerung oder Eutrophierung beeinträchtigen. Die Bodenversauerung führt zu einer Veränderung der Bodenchemie, die das Wurzelwachstum und die Nährstoffaufnahme von Pflanzen hemmen, was sich unter anderem auf die Photosyntheseleistung auswirken kann. Zu hohe Stickstoffeinträge führen zu Nährstoffungleichgewichten, außerdem werden Arten, die an eine stickstoffarme Umwelt angepaßt sind, von Arten, die weniger stickstoffeffizient sind, verdrängt. Dies führt zu einer Gefährdung der Artenvielfalt insbesondere in naturnahen Ökosystemen. Überschüssiger Stickstoff wird ins Grundwasser ausgewaschen oder als  $N_2O$  emittiert, das wiederum zum Treibhauseffekt beiträgt.

Bei den komplexen Wirkungsmechanismen, wie sie bei der Bodenversauerung oder der Eutrophierung in Ökosystemen ablaufen, können statistisch ermittelte Wirkungsbeziehungen oder andere einfache, quantitative Modelle zur Schadensabschätzung nicht eingesetzt werden. Statt dessen kann ein potentieller Schaden basierend auf ökosystemaren Belastungsgrenzen abgeleitet werden. Eine solche Abschätzung bezieht sich dabei auf die aus der Forderung nach dauerhaft-nachhaltiger Entwicklung ableitbare Regel, wonach die Aufnahmekapazität der natürlichen Ökosysteme für Schadstoffe nicht überschritten werden darf. Das Konzept der Critical Levels/Loads der UN-ECE ist für ein solches Vorgehen besonders geeignet [15]. Critical Levels (kritische Konzentrationen) und Critical Loads (kritische Eintragsraten), die im Rahmen der Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution der UN-ECE für Ökosysteme ermittelt wurden, stellen die Konzentrationen bzw. Eintragsraten dar, bei deren Unterschreitung nach heutigen Erkenntnissen keine Schädigungen auftreten. Als Indikator für die Wirkung der Emissionen eines Kraftwerks wird in Kapitel 6.1.3 die durch Kraftwerksemissionen verursachte Zunahme ungeschützter Ökosysteme, also der Fläche, in der Critical Loads für Ökosysteme überschritten werden, berechnet. Mit dem heutigen Wissen ist es nicht möglich, den aus einer Überschreitung von Critical Loads resultierenden tatsächlichen Schaden an den jeweiligen Ökosystemen abzuschätzen.

Zum Schutz der Ökosysteme in Europa wurde von der Europäischen Kommission das Ziel einer 50 % „Gap closure“ (d. h. die Fläche, in denen Critical Loads überschritten werden, soll um 50 % reduziert werden) bis zum Jahr 2010 festgelegt [16]. In einer Studie der IIASA [17] wurden die zum Erreichen dieses Ziels notwendigen Emissionsminderungen und die entsprechenden Kosten der Emissionsminderungsmaßnahmen abgeschätzt. Werden die insgesamt erforderlichen Minderungskosten auf die zusätzlich geschützte Ökosystemfläche umgelegt, so ergibt sich eine gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft für den Schutz vor Versauerung in Höhe von ca. 150000 Euro je  $km^2$  Ökosystemfläche, während für den Schutz vor Eutrophierung nur ca. 22000 Euro je  $km^2$  Ökosystemfläche aufzubringen sind.

#### *Treibhauseffekt*

Die Verbrennung fossiler Energieträger führt zu einem Anstieg der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre und damit zu einer Verstärkung des vom Menschen verursachten Treibhauseffekts mit verschiedenen Auswirkungen auf das Klima. Eine globale Klimaänderung kann eine Vielzahl von Auswirkungen haben. Die Hydrologie und Wasserverfügbarkeit ändern sich, d.h. Wüsten könnten sich ausbreiten oder neu bilden. Es kommt zu Änderungen der Standortbedingungen für Pflanzen und Tiere und damit zu Verschiebungen der Verbreitungsgebiete von Arten. In der Landwirtschaft sind Ertragsänderungen zu erwarten, wodurch

Ernährungsprobleme bei einer wachsenden Weltbevölkerung verschärft werden können. Durch den Anstieg des Meeresspiegels wird Land überschwemmt, küstennahe Feuchtgebiete gehen verloren, und die Kosten für Küstenschutzmaßnahmen steigen. Durch höhere Temperaturen kann es bei Hitzewellen zu einem erhöhten Sterblichkeitsrisiko kommen, außerdem könnten sich die Überträger ansteckender Krankheiten in neue Regionen ausbreiten. Auch Anzahl und Stärke der tropischen Wirbelstürme werden vermutlich zunehmen. Außerdem sind Völkerwanderungen denkbar, wenn ganze Inseln oder dicht besiedelte Küstenregionen überflutet werden und die Menschen sich eine neue Heimat suchen müssen. Neben den negativen Auswirkungen sind aber auch positive Auswirkungen wie z. B. die Zunahme der Nahrungsmittelproduktion in bestimmten Gebieten zu erwarten [18].

In verschiedenen Studien wurde in den letzten Jahren versucht, die durch eine Klimaänderung verursachten Schäden und die daraus resultierenden Kosten abzuschätzen. Einige Autoren kommen zu dem Schluß, daß eine globale Temperaturerhöhung von 2,5 Kelvin zu Schadenkosten führt, die zwischen 1% und 3% des globalen Bruttonettoproduktes liegen. In einer vor kurzem abgeschlossenen, von der Europäischen Kommission in Auftrag gegebenen Studie werden marginale Schadenskosten durch den Treibhauseffekt in Höhe von 2,4 Euro je Tonne CO<sub>2</sub> abgeschätzt [19].

Unserer Meinung nach sind die Unsicherheiten bei der Abschätzung der Schadenkosten durch den Treibhauseffekt als sehr groß anzusehen. Die Ergebnisse der vorliegenden Studien geben zwar hilfreiche Hinweise auf das mögliche Ausmaß zu erwartender Schäden, aber es ist zu bezweifeln, ob sie eine zuverlässige monetäre Bewertung der zum Teil unbekanntem Folgen zulassen. Statt der (unbekanntem) Schadenskosten verwenden wir zur Bewertung der Treibhausgasemissionen hier die zum Erreichen eines vorgegebenen Minderungsziels aufzuwendenden marginalen Vermeidungskosten (siehe Abschnitt 6.1.1). Dabei wird von dem von der Bundesregierung genannten Ziel einer Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionen um 25% im Jahr 2010 gegenüber dem Jahr 1990 ausgegangen. Es ist zu betonen, daß die marginalen Minderungskosten stark von den energiepolitischen Rahmenbedingungen abhängen, so daß auch hier die Unsicherheiten bei der Bewertung beträchtlich sind. In [20] wurden für das den derzeitigen Rahmenbedingungen am besten entsprechende Szenario marginale CO<sub>2</sub>-Minderungskosten von 19 Euro/t CO<sub>2</sub> ausgewiesen.

### *Lärm*

Die zusätzliche Lärmbelastung durch einen Windpark in Norddeutschland wurde von Raptis et al. [21] nach der VDI-Richtlinie 2714 bestimmt. Die Bewertung der Lärmbelastung erfolgte mittels Ergebnissen von Contingent-Valuation Studien. Es ist zu betonen, daß die erhöhte Lärmbelastung ein lokaler Effekt ist, dessen Bewertung stark von den örtlichen Gegebenheiten abhängt.

### **6.1.3 Externe Kosten verschiedener Stromerzeugungstechnologien**

Die von einem Energiesystem verursachten Umweltschäden hängen sowohl von der technischen Auslegung einzelner Anlagen als auch von standortspezifischen Faktoren wie zum Beispiel der Bevölkerungsdichte oder den meteorologischen Bedingungen ab. Im folgenden werden für einzelne Anlagen externe Kosten ausgewiesen, die unter Berücksichtigung der jeweiligen standortspezifischen Bedingungen ermittelt wurden. Es handelt sich hier also nicht um durchschnittliche, für eine bestimmte Technologie repräsentative externe Kosten. Im einzelnen werden die externen Kosten für die folgenden Kraftwerke mit ihren vor- und nachgelagerten Prozeßstufen abgeschätzt:

- Steinkohlekraftwerk mit atmosphärischer Staubfeuerung, Rauchgasentschwefelungsanlage und Entstickung (DENOX), Nennleistung 508 MW, Wirkungsgrad 43,0 %, Ausnutzungsdauer: 6500 Stunden pro Jahr; Standort Südwestdeutschland;

- Braunkohlekraftwerk mit atmosphärische Staubfeuerung, Rauchgasentschwefelungsanlage und Entstickung (DENOX), Nennleistung 936 MW, Wirkungsgrad 40,1 %, Ausnutzungsdauer: 6500 Stunden pro Jahr; Standort rheinisches Braunkohlerevier;
- Gaskraftwerk mit Gas- und Dampfturbine, Nennleistung 778 MW, Wirkungsgrad 57,6 %, Ausnutzungsdauer: 6500 Stunden pro Jahr; Standort Südwestdeutschland;
- Kernkraftwerk: Druckwasserreaktor, Nennleistung 1375 MW, Ausnutzungsdauer: 7800 h/Jahr; Brennstoffkreislauf mit Wiederaufarbeitung, Standort Südwestdeutschland;
- Photovoltaik-Dachanlage: netzgekoppelte Dachanlage, Module aus amorphen Silizium, installierte Leistung 5 kW;
- Windkraftanlage: installierte Leistung 1 MW, mittlere Windgeschwindigkeit 5,5 m/s;

Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..5 zeigt die für die hier betrachteten Umweltschäden maßgeblichen Emissionen der Kraftwerke sowie der jeweiligen vor- und nachgelagerten Prozesse. Einige der durch diese Emissionen verursachten Umwelt- und Gesundheitsschäden sind beispielhaft in Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..7 dargestellt. Bei den Gesundheitsschäden handelt es sich um Effekte, die in der allgemeinen Bevölkerung auftreten. In Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..9 werden die quantifizierbaren externen Kosten zusammengefaßt. Die wichtigsten Ergebnisse für die verschiedenen Stromerzeugungstechnologien werden in den folgenden Abschnitten diskutiert.

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..5.** Emissionen der betrachteten Stromerzeugungstechnologien

	Steinkohle	Braunkohle	Erdgas	Kernenergie	PV	Wind
SO <sub>2</sub> (g/MWh)						
Kraftwerk	207	318	-	-	-	-
vor- u. nachgelagerte Prozesse	144	84	125	67	406	46
NO <sub>x</sub> (g/MWh)						
Kraftwerk	551	763	207	-	-	-
vor- u. nachgelagerte Prozesse	145	67	142	45	302	33
Partikel (g/MWh)						
Kraftwerk	11	13	-	-	-	-
vor- u. nachgelagerte Prozesse	53	250	37	26	100	12
CO <sub>2</sub> (kg/MWh)						
Kraftwerk	766	998	345	-	-	-
vor- u. nachgelagerte Prozesse	72	56	37	16	176	18
Ionisierende Strahlung <sup>a</sup> (PersSv /TWh)	0,01	0,01	0,01	20	0,68	0,03

<sup>a</sup> aus Darstellungsgründen wird hier die aus der Freisetzung verschiedener Nuklide resultierende Kollektivdosis als aggregierender Indikator angegeben.

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..7.** Beispiele für Umwelt- und Gesundheitsschäden in Europa durch die betrachteten Stromerzeugungstechnologien je TWh

	Steinkohle	Braunkohle	Erdgas	Kernenergie	PV	Wind
Mortalität						
Verlorene Lebensjahre	54	73	25	9,6	33	4
Morbidität, z.B.						
Tage mit eingeschränkter Aktivität	4960	6960	2270	700	3560	430
Fälle von chronischer Bronchitis	7	9	3	0,7	4	0,4
atemwegsbedingte Krankenhausaufnahmen	0,7	1	0,3	0,08	0,4	0,05

Ernteverluste in t, z.B.

Weizen	-760	-900	-370	10	-130	7
Kartoffeln	-840	-1000	-4120	5	-170	3
Materialschäden (Instandsetzungsfläche in m <sup>2</sup> ), z.B.						
Farbanstriche	11260	11950	4680	1220	7570	850
Naturstein	2	2	0,7	0,2	0,9	0,1
Überschreitung von Critical Loads (Fläche in km <sup>2</sup> )						
Versauerung	5,7	37	0	0	0	0
Eutrophierung	35	35	15	0	13	0

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.** **9** Quantifizierbare externe Kosten in €Cent/kWh

	Steinkohle	Braunkohle	Erdgas	Kernenergie	PV- Dachanlage	Wind
Gesundheitsschäden	0,73	0,99	0,34	0,17	0,45	0,052
Ernteverluste	-0,026	-0,030	-0,013	0,00075	-0,0031	0,0005
Materialschäden	0,017	0,019	0,0072	0,0019	0,012	0,0013
Versauerung/ Eutrophierung	0,20	0,78	0,040	0	0,036	0
Treibhauseffekt	1,6	2	0,73	0,030	0,33	0,034
Lärm	n. q. <sup>b</sup>	n. q. <sup>b</sup>	n. q. <sup>b</sup>	n. q. <sup>b</sup>	n. q. <sup>b</sup>	0,006
„Zwischensumme“ <sup>a</sup>	2,5	3,8	1,1	0,20	0,82	0,094

<sup>a</sup> Strenggenommen dürfte hier keine Summe gebildet werden, da für verschiedene Schadenskategorien verschiedene Bewertungsansätze verwendet werden (siehe Abschnitt 6.1.2).

<sup>b</sup> nicht quantifiziert

### *Externe Kosten der Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen*

Umweltschäden durch die Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern werden vor allem durch die vom Kraftwerk emittierten Luftschadstoffe verursacht. Die externen Kosten werden wesentlich durch die Gesundheitsschäden bestimmt. Durch die erhöhte Konzentration von Feinstaub, der zum Teil vom Kraftwerk direkt emittiert, vor allem aber durch die Umwandlung von SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> zu Sulfat- und Nitrat-aerosolen gebildet wird, kommt es zu einer Verkürzung der durchschnittlichen Lebenserwartung in der belasteten Bevölkerung. So führt zum Beispiel der Betrieb des Braunkohlekraftwerks zu ca.70 „verlorenen Lebensjahren“ je TWh, die niedrigeren Emissionen des Gas-GUD Kraftwerks verursachen 25 verlorene Lebensjahre je TWh. Die Bandbreite nicht tödlicher Erkrankungen je TWh reicht von mehreren tausend Tagen mit eingeschränkter Aktivität bis hin zu einigen wenigen zusätzlichen Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege.

Durch die aus den fossilen Kraftwerken emittierten Schadstoffe kommt es unter den hier betrachteten Randbedingungen insgesamt zu einer leichten Erhöhung der Erträge bei Feldpflanzen (negative externe Kosten). Aufgrund der niedrigen SO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastung verursachen die zusätzlichen Schwefeldioxid-Emissionen einen Düngereffekt.

Die erhöhte Konzentration von säurebildenden und oxidierenden Luftverunreinigungen führt zu einer beschleunigten Korrosion von Materialoberflächen und somit zu einer Verkürzung von Instandsetzungsintervallen. So führt der Betrieb des Kohlekraftwerks dazu, daß

in Europa je TWh zum Beispiel ca. 11000 m<sup>2</sup> Farbanstrich erneuert werden müssen. Dies führt zu Instandhaltungskosten von ca. 0,02 Cent/kWh. Schäden an Objekten mit kulturellem Wert konnten nicht abgeschätzt werden.

Durch die zusätzliche Schwefel- und Stickstoffdeposition kommt es zu einer Zunahme der Fläche, auf der Critical Loads für Ökosysteme überschritten werden. Durch den Betrieb des Braunkohlekraftwerks werden Critical Loads für Versauerung auf zusätzlich 37 km<sup>2</sup>, für Eutrophierung auf zusätzlich 35 km<sup>2</sup> Ökosystemfläche überschritten. Die Bewertung mit Hilfe der Vermeidungskosten, die zum Erreichen des von der Europäischen Kommission vorgegebenen Umweltziels aufzuwenden sind, zeigt, daß Versauerung und Eutrophierung neben den Gesundheitsschäden und dem Treibhauseffekt zu den wichtigsten Schadenskategorien gehört.

Die mit fossilen Brennstoffen betriebenen Kraftwerke emittieren große Mengen an Treibhausgasen. Wegen der großen Unsicherheiten bei der Schadensabschätzung werden die Treibhausgasemissionen mit den marginalen Minderungskosten zur Erreichung des aus dem Kyoto-Protokoll abgeleiteten Minderungsziels der Bundesregierung bewertet. Da die Minderungskosten von den umweltpolitischen Rahmenbedingungen abhängen, sind auch hier die Unsicherheiten relativ groß.

#### *Externe Kosten der Stromerzeugung aus Kernenergie*

Bei der Abschätzung externer Kosten durch die Stromerzeugung aus Kernenergie wurden Schäden durch die Emission radioaktiver Stoffe bei der Uranerzgewinnung und -aufbereitung, Konversion, Anreicherung, Brennelementfertigung, Kraftwerksbetrieb, Wiederaufarbeitung und der Endlagerung berücksichtigt. Im Normalbetrieb der Anlagen werden die größten Beiträge zu den Schäden durch Radon-Emissionen aus den Abraumhalden der Uranmine sowie durch die Emission von Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85 aus dem Kraftwerk, die zu einer globalen Exposition führen, verursacht. Zur Schadensabschätzung werden die von der International Commission on Radiological Protection für den Bereich des Strahlenschutzes empfohlenen Risikofaktoren verwendet. Zu dem berechneten Gesamtschaden trägt vor allem die globale Belastung eines großen Bevölkerungskollektivs mit einer extrem kleinen individuellen Strahlendosis bei. Die radiologischen Effekte sind insgesamt kleiner als die Wirkungen durch die Emission anderer Schadstoffe (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, Partikel) in der gesamten Brennstoffkette.

Zur Abschätzung der externen Kosten durch einen großen Kernkraftwerksunfall wurde für verschiedene in der deutschen Risikostudie Kernkraftwerke Phase B beschriebene Unfallkategorien eine Unfallfolgenabschätzung durchgeführt. Je nach Unfallkategorie können erhebliche Schäden entstehen. Werden die ICRP Risikofaktoren zur Risikoabschätzung verwendet, so könnte die durch einen Unfall verursachte Strahlenbelastung innerhalb eines Zeitraums von 200 Jahren zu bis zu ca. 60 000 tödlichen Krebsfällen in ganz Europa führen. Das Auftreten solcher Unfälle ist aber extrem unwahrscheinlich, so daß der monetäre Wert des Risikos, der als Produkt aus Schadenskosten und Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Unfälle berechnet wird, sehr klein ist.

Gerade in der öffentlichen Diskussion um die Akzeptanz der Kernenergie spielt aber möglicherweise der so berechnete Erwartungswert des Risikos nur eine untergeordnete Rolle. Schon die Enquete-Kommission „Zukünftige Kernenergiepolitik“ hat 1980 festgestellt, daß politische Verantwortung für Energiesysteme nur übernommen werden kann, wenn sowohl das nach der Produktformel ermittelte Risiko als auch das maximale Schadensausmaß vertretbar ist [22]. Ein möglicher Weg zur Integration solcher Überlegungen in Entscheidungsprozesse wäre die Definition von Höchstschäden oder Maximalrisiken, die von einer Anlage ausgehen dürfen. Als ein Schritt in diese Richtung kann die neue Fassung des 2. Atomgesetzes betrachtet werden. Darin wird verlangt, daß „...auch Ereignisse, deren Eintritt durch die zu treffende Vorsorge gegen Schäden praktisch ausgeschlossen ist, einschneidende Maßnahmen

zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlen außerhalb des abgeschlossenen Geländes der Anlage nicht erforderlich machen ...“. Somit müßten bei neuen Kernkraftwerken die Folgen von mit sehr geringer Wahrscheinlichkeit auftretenden Unfällen wesentlich geringer sein als oben beschrieben.

*Externe Kosten der Stromerzeugung aus Photovoltaik und Wind*

Bei den Systemen zur Nutzung der erneuerbaren Energien aus Photovoltaik und Wind ist der Betrieb der Stromerzeugungsanlage weitgehend emissionsfrei. Umweltschäden entstehen vor allem durch die Emissionen aus vorgelagerten Prozeßstufen wie z. B. der Materialherstellung oder der Komponentenfertigung. Art und Ausmaß der Schäden werden wesentlich durch die bei der Herstellung eingesetzten fossilen Energieträger beeinflusst. In der Summe ergeben sich für die Stromerzeugung aus Wind die niedrigsten externen Kosten. Bei der Photovoltaik verursacht vor allem der aufwendige Herstellungsprozeß, der einen hohen Einsatz an fossilen Energieträgern bedingt, relativ hohe externe Kosten, so daß die Photovoltaikanlage unter den hier berücksichtigten Randbedingungen schlechter abschneidet als ein modernes Erdgas-kraftwerk.

*Gesamte externe Kosten durch die Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern in Deutschland*

In den vorausgegangenen Abschnitten wurden die Umweltschäden und externen Kosten für einzelne Stromerzeugungstechnologien und die zugehörigen Brennstoffketten ermittelt. Da die in Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..9 angegebenen externen Kosten von der jeweiligen Technologie und den standortspezifischen Bedingungen abhängen, lassen sich daraus nicht ohne weiteres die gesamten Schadenskosten eines (nationalen) Energiesystems ableiten. Dazu muß eine Wirkungspfadanalyse unter Berücksichtigung aller Emissionsquellen mit der entsprechenden räumlichen Verteilung durchgeführt werden. Im folgenden wird eine solche Abschätzung für die Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern in Deutschland dargestellt. Dabei wurden Rechnungen für die Jahre 1990 und 1997, getrennt für die alten und neuen Bundesländer, durchgeführt, um den Trend der Entwicklung aufzeigen zu können.

Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..11 zeigt zunächst die Nettostromerzeugung in öffentlichen Kraftwerken nach Energieträgern für die beiden Referenzjahre, während in Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..13 die entsprechenden Emissionen dargestellt sind. Es ist bemerkenswert, daß in den alten Bundesländern (ABL) trotz einer leichten Zunahme der Stromerzeugung die SO<sub>2</sub>-, NO<sub>x</sub>- und Staubemissionen deutlich gesenkt werden konnten. In den neuen Bundesländern ging die Stromerzeugung nach 1990 zunächst stark zurück, hatte jedoch bis 1997 wieder den Stand von 1990 erreicht. Da in der Zwischenzeit die westdeutschen Emissionsgrenzwerte auch in den neuen Bundesländern (NBL) in Kraft traten, wurden in der gleichen Zeit die Staubemissionen um 99 %, die SO<sub>2</sub>-Emissionen um 80 % und die NO<sub>x</sub>-Emissionen um 60 % reduziert.

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..11** Nettostromerzeugung in TWh in öffentlichen Kraftwerken nach Energieträger [23], [24] (ABL: alte Bundesländer; NBL: neue Bundesländer)

	1990		1997	
	ABL	NBL	ABL	NBL
Steinkohle	101,8	-	102,9	9,1
Braunkohle	71,0	65,9	75,3	48,2
Heizöl	5,4	0,49	1,5	1,0

Erdgas	22,8	0,57	16,6	12,9
Kernenergie	138,1	5,0	160,1	-
Wasserkraft	16,1	0,04	15,0	0,2
übrige	3,4	-	7,7	1,6
Summe	358,6	72,0	379,1	73,0

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..13** Emissionen aus öffentlichen Kraftwerken in Deutschland [25] (ABL: alte Bundesländer; NBL: neue Bundesländer)

	1990		1997	
	ABL	NBL	ABL	NBL
SO <sub>2</sub> in kt	200	1840	120	390
NO <sub>x</sub> in kt	240	145	150	61
Staub in kt	10	245	7,4	2,7
CO <sub>2</sub> in Mill. t	195,5	93,5	261 <sup>a</sup>	

<sup>a</sup> CO<sub>2</sub>-Emissionen liegen nur als Summe für die alten und neuen Bundesländer vor

Die aus den Emissionen resultierenden Umwelt- und Gesundheitsschäden wurden mit den oben beschriebenen Ansätzen abgeschätzt. In Tabelle **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..15** sind beispielhaft für einige der betrachteten Schadenskategorien die aus der fossilen Stromerzeugung in Deutschland resultierenden Schäden angegeben. So führten zum Beispiel die Schadstoffemissionen der in den neuen Bundesländern betriebenen Kraftwerke im Jahr 1990 zu einer Verringerung der Lebenserwartung von insgesamt 102 520 Lebensjahren in der gesamten europäischen Bevölkerung – wobei natürlich nicht vorhergesagt werden kann, welche Personen betroffen sind und wie groß der Verlust an Lebenserwartung einzelner Person tatsächlich ist. Den niedrigeren Emissionen entsprechend war das Risiko, das von den in den alten Bundesländern betriebenen Kraftwerken ausging, trotz der größeren Stromproduktion deutlich geringer.

Bei den Agrarprodukten können die Kraftwerksemissionen - je nach betrachtetem Schadstoff und Produkt - sowohl zu einer Ertragssteigerung als auch zu Ernteverlusten führen. Insgesamt hängt der Effekt stark von der jeweiligen Hintergrundbelastung und der räumlichen Verteilung der Anbaugebiete ab.

Die Monetarisierung der berechneten Schäden führt zu den in Tabelle **Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..17** zusammengefaßten externen Kosten. Mit den oben dargestellten Ansätzen zur Schadensbewertung belaufen sich die externen Kosten durch Gesundheitsschäden, Auswirkungen auf Feldpflanzen, Materialschäden, Emissionen von Treibhausgasen und durch Versauerung und Eutrophierung auf 75,1 Milliarden Euro im Jahr 1990 bzw. 12,7 Milliarden Euro im Jahr 1997. Dies entspricht für das Jahr 1990 ca. 5 %, für das Jahr 1997 ca. 0,8 % des Bruttosozialprodukts der Bundesrepublik. Aufgrund der damals noch sehr hohen SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen vor allem in den neuen Bundesländern wird der größte Teil der für das Jahr 1990 berechneten externen Kosten durch die Versauerung von Ökosystemen verursacht. Durch die Minderung der SO<sub>2</sub>- und NO<sub>x</sub>-Emissionen konnte die Fläche, auf der Critical Loads überschritten werden, ganz erheblich verkleinert werden. Dementsprechend ist der größte Anteil der externen Kosten im Jahr 1997 auf die Treibhausgasemissionen und auf Gesundheitseffekte zurückzuführen. Bemerkenswert ist, daß die Schadenskosten durch Kraftwerke in den alten Bundesländern trotz der Zunahme der Stromerzeugung deutlich gesenkt werden konnten. Durch die Stilllegung alter Kraftwerke und Nachrüstung laufender Kraftwerke war es möglich, innerhalb von nur wenigen Jahren die externen Kosten durch die Kraftwerke in den neuen Bundesländern um ca. 90 % zu reduzieren.



**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..15.** Jährliche Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern in Deutschland (Beispiele)

	1990		1997	
	ABL	NBL	ABL	NBL
Mortalität				
Verlorene Lebensjahre	21070	102520	13400	20500
Morbidität, z.B.				
Tage mit eingeschränkter Aktivität	1776000	10254000	1332000	1729000
Fälle von chronischer Bronchitis bei Kindern	28500	164600	21400	27800
atemwegsbedingte Krankenhausaufnahmen	120	1000	90	160
Ernteverluste in t, z.B.				
Weizen	- 202310	28000	- 158130	- 30300
Kartoffeln	- 215600	314000	- 167210	-13200
Materialschäden (Instandsetzungsfläche in m <sup>2</sup> ), z.B.				
Farbanstriche	3480000	27200000	2460000	5330000
Naturstein	750	3030	510	580
Überschreitung von Critical Loads (Fläche in km <sup>2</sup> )				
Versauerung	5600	332900	4090	13900
Eutrophierung	930	50000	690	2100

**Tabelle Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument..17.** Quantifizierbare externe Kosten durch Gesundheitsschäden, Ernteverluste und Materialschäden in Mill. Euro pro Jahr durch Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern

	1990		1997	
	ABL	NBL	ABL	NBL
<i>Schadenskosten</i>	2720	13180	1730	2630
Gesundheitsschäden				
Ernteverluste	-70	2420	-50	480
Materialschäden	50	380	40	80
<i>Vermeidungskosten</i>	930	50030	690	2120
Versauerung/ Eutrophierung				
Treibhauseffekt	3710	1780	4960	
„Zwischensumme“ <sup>a</sup>	75130		12680	

<sup>a</sup> Strenggenommen dürfte hier keine Summe gebildet werden, da für verschiedene Schadenskategorien verschiedene Bewertungsansätze verwendet werden (siehe Abschnitt 6.1.2).

#### 6.1.4 Externe Kosten – Orientierungshilfe für umweltpolitische Entscheidungen

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß in Deutschland vor allem die Verstromung von Stein- und Braunkohle zu erheblichen Umweltbelastungen führt, die volkswirtschaftliche Kosten in Höhe von jährlich mehreren Milliarden Euro verursachen. Diese Kosten werden bis jetzt zum großen Teil von der Allgemeinheit und nicht vom Verursacher getragen, so daß kein ausreichender Anreiz für Emissionsminderungsmaßnahmen oder für Investitionen in andere, umweltfreundlichere Energietechnologien besteht. Auch wenn die in den vorhergehenden Abschnitten gezeigten Ergebnisse aufgrund der zum Teil doch relativ großen Unsicherheiten

letztendlich keine wissenschaftlich „beweisbare“ Grundlage für die Ausgestaltung umweltpolitischer Instrumente liefern können, so geben sie zumindest hilfreiche Hinweise auf die Höhe möglicher Umweltabgaben oder –steuern, die sich der ökonomischen Theorie entsprechend an den verursachten Umweltschäden orientieren sollten.

Ein weiteres wichtiges Feld, in dem die hier dargestellten Methoden sinnvoll angewendet werden können, ist die Kosten-Nutzen-Analyse zur Bewertung umweltpolitischer Maßnahmen. Während in den USA eine formale Kosten-Nutzen-Analyse fester Bestandteil der Umweltgesetzgebung geworden ist, ist eine solche Vorgehensweise in Europa noch weitgehend unbekannt. Werden die hier ermittelten Ergebnisse z. B. als Schadenskosten je emittierter Tonne  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  oder Staub dargestellt, so lassen sich diese leicht mit anlagenspezifischen Vermeidungskosten vergleichen. So ergaben z. B. Rechnungen für die Europäische Kommission, daß die Kosten von Minderungsmaßnahmen für Partikel,  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$  in deutschen Kraftwerken geringer sind als die dadurch vermiedenen Schadenskosten [26]. Dies gilt zum Teil auch dann noch, wenn man die mit größerer Unsicherheit behafteten vermiedenen Gesundheitsschäden im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung außer acht läßt.

Es wurde hier aber auch deutlich gemacht, daß bei der Abschätzung und Bewertung von Umweltschäden an vielen Stellen unübersehbare Wissenslücken zu erheblichen Unsicherheiten führen, die leider gerade dort groß sind, wo mit potentiell großen Schäden zu rechnen ist. Je weiter die Unsicherheiten und Lücken bei der Ermittlung externer Kosten reduziert werden können, um so mehr Grundlagen für eine konsistente und transparente Gestaltung von Entscheidungen stehen zur Verfügung.

---

## Literatur

- 1 Schwartz J (1993) Air Pollution and Daily Mortality in Birmingham, Alabama. *American Journal of Epidemiology* 137:1136–1147
- 2 Schwartz J, Dockery D W (1992) Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. *American Review of Respiratory Disease* 145:600–604
- 3 Schwartz J, Dockery, D W (1992) Particulate air pollution and daily mortality in Steubenville. *American Journal of Epidemiology* 135:12–19
- 4 Spix C, Wichmann H E (1996) Daily mortality and air pollutants: findings from Köln, Germany. *J Epidem. Comm. Health* 50 (suppl 1): 52–58
- 5 Verhoeff A P, Hoek G, Schwartz J, van Wijnen J H (1996) Air pollution and daily mortality in Amsterdam. *Epidemiology* 7:225–230
- 6 Dockery D W, Pope C A, *et al.* (1993) An Association Between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *The New England Journal of Medicine* 329 (24): 1753–1759
- 7 Pope C A, Thun M J, Namboodri M M *et al.* (1995) Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am. J. Resp. Critical Care Med.* 151:669–674
- 8 European Commission (1999) Externalities of Fuel Cycles. European Commission, DG XII, Science, Research and Development, JOULE. ExternE Project, Report No 7 Methodology 2<sup>nd</sup> Edition.
- 9 Friedrich, R. und Krewitt, W. (Hrsg.): Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung - Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1997
- 10 ICRP (1991) 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Annals of the ICRP*, Vol. 21, No.1-3, Pergamonn Press, Oxford.
- 11 Baker C K, Colls J J, Fullwood A E *et al.* (1986) Depression of growth and yields in winter barley exposed to sulfur dioxide in the field. *New Phytologist* 104:233–241
- 12 Weigel H J, Adaros G, Jäger H J (1990) Yield responses of different crop species to long-term fumigation with sulphur dioxide in open-to chambers. *Environmental Pollution* 67:15–28
- 13 Skärby L, Selldén G, Mortensen L *et al.* (1993) Responses of Cereals Exposed to Air Pollutants in Open-Top Chambers. In: Jäger H J, Unsworth M H, De Temmermann L, Mathy P (Hrsg.) *Effects of Air Pollution on Agricultural Crops in Europe*. Air Pollution Research Report 46, European Commission, Brussels, 241–259
- 14 Kucera, V., Tidblad, J., Henriksen, J. *et al.*: Statistical analysis of 4 year materials exposure and acceptable deterioration and pollution levels – UN-ECE ICP on Effects on Materials, Including Historic and Cultural Monument. Report No. 18, Swedish Corrosion Institute, Stockholm, 1995
- 15 Posch M, de Smet P A M, Hettelingh J-P, Downing R J (Hrsg.) (1995) Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe: Status Report 1995. RIVM Report No. 259101004, RIVM, Bilthoven
- 16 Commission of the European Communities: *Communication to the Council and the European Parliament on a Community Strategy to Combat Acidification*. COM(97) 88 final. Brussels, 12.03.1997
- 17 Amann M, Bertok I, Cofala J, Gyarmas F, Heyes C, Klimont Z, Makowski M, Schöpp, W, Syri s (1998) Emission Reduction Scenarios to Control Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Report prepared for the 22<sup>nd</sup> Meeting of the UN/ECE Task-Force on Integrated Assessment Modelling. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.
- 18 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1996) *Climate Change 1995 – Economic and Social Dimensions of Climate Change – Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (Bruce J P, Lee H, Haites E F (Hrsg.)), Cambridge University Press, Cambridge

- 
- 19 Tol R, Downing T, Eyre N (1999) The marginal costs of climate changing emissions. ExternE working paper. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit Amsterdam, The Netherlands.
  - 20 Forum für Energiemodelle und Energiewirtschaftliche Systemanalysen in Deutschland (Hrsg.) (1999) Energiemodelle zum Klimaschutz in Deutschland. Physica-Verlag, Heidelberg
  - 21 Raptis F, Kaspar F, Sachau J (1997) Schäden durch Stromerzeugung mit erneuerbaren Energieträgern. In: Friedrich R, Krewitt W (Hrsg.): Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung. Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 1997.
  - 22 Sauer GW (1991) Risikobewertung im Verwaltungshandeln. In: Schneider J (Hrsg.): Risiko und Sicherheit technischer Systeme. Birkhäuser Verlag, Basel, 1991.
  - 23 VDEW: Die Elektrizitätswirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1990. 42. Bericht. VWEV Verlag Frankfurt, 1992.
  - 24 VDEW: Stromzahlen 1997. Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (VDEW), Frankfurt, 1996.
  - 25 Persönliche Mitteilung, VDEW Frankfurt, 1999.
  - 26 Krewitt, W., Heck, T., Trukenmüller, A., Friedrich, R. (1999) Environmental Damage Costs from Fossil Electricity Generation in Germany and Europe. *Energy Policy* 27, 173-183.