Schriftenreihe des
Rheinisch-Westfälischen Instituts
für Wirtschaftsforschung
Neue Folge Heft 55

Konflikte um Standorte für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen

Ursachen und Lösungsansätze aus ökonomischer Sicht

Von

Nicola Werbeck

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Rheinisch-Westfälisches Institut
für Wirtschaftsforschung

Vorstand: Prof. Dr. Paul Klemmer (Präsident), Priv.-Doz. Dr. Ullrich Heilemann

Verwaltungsrat: Dr. Theodor Pieper (Vorsitzender); Dr. Erich Coenen, Prof. Dr. Dr.h.c. Reimut Jochimsen (stellv. Vorsitzende); Dr. Walter Aden, Manfred Bodin, Kurt Busch, Prof. Dr. Johann Eekhoff, Reinhard Fiege, Heinrich Frommknecht, Dr. Helmut Geiger, Prof. Dr. Harald B. Giesel, Dr. Friedhelm Gieske, Prof. Dr. Jürgen Gramke, Ulrich Hombrecher, Hartmut Krebs, Joachim Kreplin, Heinz-Werner Meyer, Gerd Müller, Dr. Henning Osthues-Albrecht, Klaus Schloesser, Franz Schlüter, Wolfgang Schütz, Friedrich Späth, Wolfgang Steller, Christa Thoben, Dr. Werner Thoma, Dr. Ruprecht Vondran, Dr. Wessel de Weldige-Cremer, Dr. Axel Wiesener

---

Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung Neue Folge Heft 55

Schriftleitung: Prof. Dr. Paul Klemmer
Redaktionelle Bearbeitung: Joachim Schmidt

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

NICOLA WERBECK

Konflikte um Standorte für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

SCHRIFTENREIHE DES RHEINISCH-WESTFÄLISCHEN INSTITUTS FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG ESSEN

NEUE FOLGE HEFT 55

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Konflikte um Standorte für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen

Ursachen und Lösungsansätze aus ökonomischer Sicht

Von

Nicola Werbeck

Duncker & Humblot · Berlin

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Deutsche Bibliothek – CIP-Einheitsaufnahme

Werbeck, Nicola:
Konflikte um Standorte für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen : Ursachen und Lösungsansätze aus ökonomischer Sicht / von Nicola Werbeck. — Berlin : Duncker und Humblot, 1993
(Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung Essen ; N. F., H. 55)
ISBN 3-428-07955-8
NE: Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung ⟨Essen⟩: Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen . . .

Alle Rechte vorbehalten
© 1993 Duncker & Humblot GmbH, Berlin
Fotoprint: Berliner Buchdruckerei Union GmbH, Berlin
Printed in Germany

ISSN 0720-7212
ISBN 3-428-07955-8

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/
Licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs 3.0 Unported License (CC BY-NC-ND)

Vorwort

Die Errichtung von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen stößt vor Ort auf wachsende Akzeptanzprobleme. Dadurch wird das Kapazitätsangebot, das schon durch die zunehmende Knappheit der durch die Behandlung und Beseitigung in Anspruch genommenen Umweltmedien Boden, Luft und Wasser beschränkt wird, weiter verknappt. Die politische Diskussion ist in diesem Zusammenhang vom Begriff des (bestehenden oder erwarteten) „Entsorgungsnotstands" geprägt, d.h. ohne neue oder erweiterte Behandlungs- und Beseitigungsanlagen müßten Konsum- und Produktionsaktivitäten entweder drastisch eingeschränkt oder Abfälle müßten in ungeeigneten Anlagen beseitigt werden.

Ursächlich für die Akzeptanzprobleme sind drei Einflußfaktoren: Erstens sind mit der Errichtung und dem Betrieb von Abfallanlagen tatsächliche oder vermeintliche sichere Schäden und Risiken verbunden, die vor allem im engeren Umkreis der Anlagen wirksam werden. Diese Nachteile werden für die Betroffenen zum Teil nicht oder nur unzureichend kompensiert. Zweitens wird ein Teil der Nachteile als nichtausgleichbar angesehen. Hier sind vor allem gesundheitliche Risiken von Relevanz, da aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen Stoffe emittiert werden können, die beispielsweise kanzerogen sind. Drittens schließlich führt die räumliche Größe der Einzugsbereiche von Abfallanlagen dazu, daß der Kreis der negativ Betroffenen wesentlich geringer ist als der derjenigen, die von der Existenz einer Abfallanlage profitieren. Sofern den Anliegern einer Anlage Schäden nicht kompensiert werden oder sie Schäden als nicht ausgleichbar ansehen, wird es für sie rational, eine Freifahrerposition derart einzunehmen, daß sie Behandlungs- und Beseitigungsanlagen zwar nicht grundsätzlich, aber in ihrer Nachbarschaft ablehnen. Da sie von der Nutzung entfernter gelegener Anlagen vielfach nicht ausgeschlossen werden können, wenn sie die geforderten Beseitigungspreise zu zahlen bereit sind, besteht für sie so eine Möglichkeit, unkompensierte und unkompensierbare Risiken und Nachteile gegen zusätzlich aufzubringende Transportkosten zu substituieren.

Die Ursachen und Folgen von Akzeptanzproblemen bei der Errichtung großtechnischer Anlagen im allgemeinen und Abfallanlagen im besonderen haben in der deutschsprachigen ökonomischen Literatur bisher wenig Beachtung gefunden. Eine Vorreiterrolle haben hier amerikanische Autoren übernommen, deren Analysen und Lösungsvorschläge in Deutschland bisher allerdings weitgehend nur im rechtswissenschaftlichen Schrifttum zur Kenntnis genommen worden sind. Mit der vorliegenden Arbeit wird der umschriebene Problemkreis umfassend aus ökonomischem Blickwinkel beleuchtet. Dabei wird sowohl eine detaillierte Ursachenanalyse für die Bereitstellungsprobleme geliefert als auch eine Richtung aufgezeigt, deren Verfolgung zur

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Minderung von Akzeptanzproblemen beitragen kann: Argumentiert wird derart, daß zu diesem Zweck einerseits ein effizientes Standortauswahlverfahren zur Anwendung kommen, andererseits eine umfassendere Kompensation der Anlieger von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen gewährleistet sein sollte.

Essen, September 1993

Rheinisch-Westfälisches Institut
für Wirtschaftsforschung

Paul Klemmer

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Inhaltsverzeichnis

Problemstellung und Gang der Untersuchung 13

Erstes Kapitel

Emissionen aus Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen 16

1. Problemstellung 16
2. Abfalldefinition und -abgrenzung 17
3. Gesetz der Erhaltung der Materie 18
4. Alternative Verfahren der Abfallbehandlung und -beseitigung . . 20
4.1. Müllverbrennung 20
4.1.1. Technische Ausgestaltung 20
4.1.2. Emissionsverhalten 21
4.2. Pyrolyse 25
4.2.1. Technische Ausgestaltung 25
4.2.2. Emissionsverhalten 26
4.3. Abfalldeponierung 27
4.3.1. Technische Ausgestaltung 27
4.3.2. Emissionsverhalten 29
4.4. Abfallkompostierung 34
4.4.1. Technische Ausgestaltung 34
4.4.2. Emissionsverhalten 35

Zweites Kapitel

Risikopotentiale von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen 36

1. Abgrenzung des Risikobegriffs 36
2. Ermittlung und Bewertung von Schäden 40
2.1. Begriffsabgrenzungen 40

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2.2. Differenzierung nach Schadensursachen 42
2.2.1. Störfälle 42
2.2.2. Daueremissionen 45
2.3. Differenzierung nach dem Eintrittszeitpunkt der Schäden 45
2.3.1. Unmittelbar eintretende Schäden 45
2.3.2. Zeitlich verzögert eintretende Schäden (Langzeitschäden) 46
2.4. Differenzierung nach Schadensarten 47
2.4.1. Gesundheitsschäden 47
2.4.2. Materielle Schäden 52
2.4.3. Immaterielle Schäden 54
2.4.4. Monetäre Bewertung der verschiedenen Schadensarten 54

3. Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten 57
3.1. Wahrscheinlichkeiten für Emissionen 57
3.2. Wahrscheinlichkeit für das Vorhandensein von potentiell zu schädigenden Objekten am Immissionsort 59
3.3. Wahrscheinlichkeit für Schäden 59

4. Risiko 61
4.1. Individuelle Risikowahrnehmung 61
4.2. Individuelle Bewertung 63

Drittes Kapitel

Individuelle und Mehr-Personen-Optimierungskalküle 71

1. Individuelle Optimierungskalküle 71
1.1. Entscheidungsmodell des individuellen Produzenten 71
1.2. Entscheidungsmodell des individuellen Haushalts 78

2. Zwei-Personen-Optimierungskalküle 79

3. Ökonomische Ansatzpunkte zur Koordination von Ansprüchen an knappen Gütern 86
3.1. Grundlagen 86
3.2. Vertragstheoretscher Erklärungsansatz 89
3.3. Theorie der sozio-ökonomischen Evolution und Zweikammersytem 94

Viertes Kapitel

Privatwirtschaftliche Ansatzpunkte zur Lösung von Standortkonflikten 102

1. Schaffung und Zuordnung von Eigentumsrechten 102

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2. Tausch von Eigentumsrechten 105
2.1. Laissez-Faire-Regel 105
2.2. Verursacherregelung 110

3. Auswirkungen der Existenz von Transaktionskosten 112
3.1. Abgrenzung der Transaktionskosten 112
3.2. Transaktionskosten der Abfallbehandlung und -beseitigung 113
3.2.1. Laissez-Faire-Regel 113
3.2.2. Verursacherregelung 118
3.2.3. Resümee 124
3.3. Möglichkeiten zur Reduzierung von Transaktionskosten auf Externalitätenmärkten 125
3.4. Haftung als Instrument zur Überwindung prohibitiv hoher Transaktionskosten 128
3.4.1. Zur Funktion eines Haftungsregimes 128
3.4.2. Verschuldenshaftung 130
3.4.3. Gefährdungshaftung 135
3.4.4. Gesamtschuldnerische Haftung und Risikoteilung im Innenverhältnis 141
3.4.5. Versicherungen 147

4. Zwischenergebnis 154

Fünftes Kapitel

Standortwahl und Anlagenrealisation durch Kollektiventscheidungen 156

1. Entscheidungsfindung auf nicht-konsensualer Ebene 156

2. Anlagenrealisation 160
2.1. Grenzwerte und instrumentelle Umsetzung 160
2.1.1. Entscheidung über Grenzwerte 160
2.1.2. Ansatzpunkte und Instrumente zur Verwirklichung von Grenzwerten 163
2.1.2.1. Ansätze 163
2.1.2.2. Outputorientierte Instrumente 165
2.1.2.2.1. Ordnungsrechtliche Instrumente 165
2.1.2.2.2. Abgaben 167
2.1.2.2.3. Lizenzen 170
2.1.2.2.4. Möglichkeiten und Defizite des Einsatzes outoutorientierter Instrumente 172
2.1.2.3. Inputorientierte Instrumente 176
2.1.2.4. Resümee 182

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2.2. Standortauswahl und -realisation 182
2.2.1. Freifahrerverhalten 182
2.2.2. Interessen von Einzelpersonen und Gruppen 184
2.2.3. Rein lokale versus rein überörtliche Lösungen 191
2.2.4. Verknüpfung von überörtlichen und lokalen Entscheidungen . . . 195
2.2.4.1. Legitimation und Verfahrensüberblick 195
2.2.4.2. Verfahrensschritte 198
2.2.4.2.1. Auswahl, Gewichtung und Verknüpfung von Standortkriterien . . 198
2.2.4.2.2. Verhandlungen vor Ort 203
2.2.4.2.2.1. Verhandlungsverfahren 203
2.2.4.2.2.2. Aushandlung der technischen Ausgestaltung der Anlage 208
2.2.4.2.2.3. Aushandlung von Konpensationen 212

Sechstes Kapitel

Schlußbetrachtung 222

Literaturverzeichnis 226

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzeichnis der Übersichten

Übersicht 1: Entstehung und Verbleib von Abfällen 19
Übersicht 2: Materialströme bei der Abfallverbrennung 24
Übersicht 3: Stoffströme bei der Deponierung 33
Übersicht 4: Schadensmatrix 1 37
Übersicht 5: Schadensmatrix 2 39
Übersicht 6: Schadensmatrix 3 39
Übersicht 7: Schadwirkungen von Emissionen 44
Übersicht 8: Gefangenendilemma 117

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verzeichnis der Schaubilder

Schaubild 1: Nutzenfunktionen 66
Schaubild 2: Risikoindifferenzfunktion 67
Schaubild 3: Psychologisches Risiko 69
Schaubild 4: Gewinnmaximales Angebot 72
Schaubild 5: Angebot eines risikoscheuen Unternehmens 73
Schaubild 6: Kostenoptimale Abfallentfernung 75
Schaubild 7: Immissionsglocken 77
Schaubild 8: Nutzenmaximale Einkommensverwendung 78
Schaubild 9: Optimale Transportentfernung für Abfälle im Zwei-Personen-Modell – Stückkostendarstellung 81
Schaubild 10: Optimale Transportentfernung für Abfälle im Zwei-Personen-Modell – Grenzkostendarstellung 83
Schaubild 11: Optimale Abfallmenge 84
Schaubild 12: Minderung der Schadensintensität und optimale Transportentfernung 85
Schaubild 13: Verhandlungslösung im Laissez-Faire-Fall 106
Schaubild 14: Verhandlungslösung beim Verursacherprinzip 111
Schaubild 15: Verschuldenshaftung 131
Schaubild 16: Gefährdungshaftung 136
Schaubild 17: Verhandlungslösungen vor Ort 209

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Problemstellung und Gang der Untersuchung

Bis nahezu in die Gegenwart befaßten sich Umweltpolitik und Umweltökonomie vorwiegend mit Fragestellungen, die unmittelbare Emissionen wie Abgase oder Abwässer aus Produktions-, Verteilungs- und Güterverwendungsprozessen in bzw. auf die Umweltmedien Boden, Luft und Wasser betreffen. Probleme, die aus dem Anfall von Abfallstoffen und deren Behandlung und Beseitigung resultieren, wurden Ende der sechziger und in den siebziger Jahren zwar ansatzweise behandelt[1], detaillierter beschäftigte man sich vor allem im Bereich der Umweltökonomie aber erst in jüngster Zeit mit ihnen. Der Umgang mit Abfällen war und ist im wissenschaftlichen Bereich weitgehend immer noch eine Domäne der Ingenieur- und Rechtswissenschaften. Die Abfallbehandlung und -beseitigung benansprucht zunehmend knappe Faktoren, so daß sich hier für die Wirtschaftswissenschaften ebenfalls ein an Bedeutung gewinnendes interessantes Forschungsfeld zeigt. Von Interesse sind zwei große Fragenkomplexe, zum einen der institutionelle Rahmen für die Bereitstellung von Kapazitäten, zum anderen die Frage nach der Verteilung von vorhandenen Kapazitäten auf die Nachfrager. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist der erste Teilaspekt[2]. Die Fragestellung ist aufgrund der Tatsache relevant, daß es unter den gegebenen institutionellen Bedingungen zunehmend schwierig wird, einerseits Standorte für Anlagen durchzusetzen, andererseits auf diesen Standorten bestimmte technische Verfahren zur Anwendung zu bringen[3].

Die Ursache der Abfallentstehung liegt darin, daß durch die Produktion, Verteilung und Nutzung von Gütern Rückstandsmaterialien entstehen, deren nutzen- oder gewinnbringende Verwendung aus technisch-naturwissenschaftlichen und/oder ökonomischen Gründen nicht mehr möglich oder sinnvoll ist. Da die materielle Substanz dieser Stoffe nicht vernichtet werden kann, müssen sie in unveränderter oder veränderter Form in oder auf eines der drei Umweltmedien Boden, Luft oder Wasser eingebracht werden. In der Praxis werden sie zum größten Teil mit oder ohne Vorbehandlung in

---

1 Vgl. R.U. Ayres und A.V. Kneese, Produktion, Verbrauch und Externalitäten. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), Umweltökonomik. Beiträge zur Theorie und Politik. (Neue Wissenschaftliche Bibliothek, Band 107.) Königstein/Ts. 1982, S. 45ff., und R.M. Solow, Umweltverschmutzung und Umweltschutz aus der Sicht des Ökonomen. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 30ff. Die Originalbeiträge erschienen 1969 bzw. 1971.

2 Zum zweiten Teilaspekt vgl. D. Hecht, Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung von Rückstandsmaterialströmen über den Abfallbeseitigungspreis. (Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, N. F. Heft 51.) Berlin 1991.

3 Vgl. z.B. K. Müller und M. Holst, Raumordnung und Abfallbeseitigung – Empirische Untersuchung zu Standortwahl und -durchsetzung von Abfallbeseitigungsanlagen. (Schriftenreihe „Raumordnung" des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Heft 06.065.) Bonn 1987, S. 182ff. und S. 280ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Deponien abgelagert oder, soweit möglich, verbrannt. Deponierung und Verbrennung erfolgen weitgehend zentralisiert, so daß mit den Anlagen Einzugsbereiche einhergehen, in denen eine Vielzahl von Abfallerzeugern ihren Standort hat. Die Bereitstellung der Anlagen stößt in der Regel auf erbitterte Widerstände von potentiellen Standortkommunen, Gruppen von betroffenen Bürgern und anderen Interessengruppen oder auch von Einzelpersonen. Die Ursache ist einerseits auf Flächennutzungskonflikte zurückzuführen, die aber im Rahmen dieser Arbeit nur am Rande behandelt werden sollen[4]. Andererseits sind sie darauf zurückzuführen, daß das Schadenspotential der vom Anlagenbetreiber in die weitgehend öffentlichen Medien Luft und Wasser emittierten Stoffe physisch vielfach kaum faßbar und/oder monetär nur schwer bewertbar ist. Würde der Kreis der Nutznießer der Abfallerzeugung (z.B. Konsumenten, Beschäftigte, Unternehmer) mit dem derjenigen Personen übereinstimmen, die unter den vielfach unsicheren Nachteilen der Abfallbehandlung und -beseitigung zu leiden haben, wäre das Bereitstellungsproblem einer Abfallanlage auf das Problem der Konsensfindung innerhalb des betroffenen Personenkreises reduziert. Tatsächlich ist aber davon auszugehen, daß der Kreis der Nutznießer der Anlage wesentlich größer ist als die Zahl derjenigen, die den sich ergebenden Anlagenrisiken ausgesetzt sind[5]. Die Zentralisation der Kapazitäten führt zur Realisierung eines räumlichen Nichtausschlußprinzips, so daß Abfallanlagen den Charakter öffentlicher Güter annehmen. Zwar kann ein einzelner Nachfrager nach Kapazitäten über den Behandlungs- oder Beseitigungspreis in dem Sinne ausgeschlossen werden, daß er ab einer bestimmten Höhe dieses Preises auf die Nachfrage nach Kapazitäten verzichtet und statt dessen seine abfallerzeugenden Tätigkeiten reduziert. Aber es ist praktisch u.a. aufgrund von Kostendegressionsvorteilen und der Knappheit natürlicher, für eine Deponie benötigter Standorteigenschaften (wie etwa Bodenformationen, die nur zum Teil durch künstliche Basisabdichtungen ersetzt werden können[6]) nicht sinnvoll, Nachfrager nach Kapazitäten von außerhalb des potentiellen Schädigungsbereiches der Anlage von deren Nutzung auch dann auszuschließen, wenn sie den geforderten Preis zu zahlen bereit sind.

---

4 So ist im Südwesten der Bundesrepublik geplant, Schwarzwaldtäler als Standorte für Deponieanlagen zu nutzen. Dies führt zu erheblichen Konflikten mit landwirtschaftlichen Nutzungen und Erholungsfunktionen dieser Täler. Vgl. H. Kühnert, Wenn Barbaren planen. Ein schönes Schwarzwaldtal soll zur Müll-Kippe werden. „Die Zeit", Hamburg, Ausgabe vom 25. Oktober 1991, S. 21. Bundesweit bekannt wurde der Konflikt um die Grube Messel bei Darmstadt, die als eine der bedeutendsten Fossilienfundstätten der Welt gilt. „Noch heute erscheint vielen die Barbarei, die weltbekannte Fossiliengrube Messel bei Darmstadt zu verfüllen, als einziges Mittel, den Müll-Notstand im Rhein-Main-Gebiet zu entschärfen"; U. Hampicke, Naturschutz-Ökonomie. (Uni-Taschenbücher, Nr. 1650.) Stuttgart 1991, S. 205.

5 So gibt es beispielsweise im Regierungsbezirk Münster nur zwei öffentlich zugängliche Deponien (Deponie Ochtrup und Zentraldeponie Emscherbruch), auf denen Abfälle mit besonders schädlichen Eigenschaften („Sonderabfälle") abgelagert werden dürfen. Der Nutznießerkreis erstreckt sich somit auf den gesamten Regierungsbezirk, während die Risiken vor allem in der näheren Umgebung der Deponien zu erwarten sind. Vgl. Regierungspräsident Münster (Hrsg.), Abfallbeseitigung im Regierungsbezirk Münster. Stand: Juli 1986. Ohne Erscheinungsort und -jahr, Anlage 12.

6 Köhl unterscheidet in diesem Zusammenhang zwischen standort- und anlagenrelevanten Kriterien, wobei die an erster Stelle genannten so definiert sind, daß sie durch Betrieb und Ausgestaltung der Anlage in der Regel nicht kompensiert werden können. Vgl. W. Köhl, Technische, methodische und politische Probleme bei der Standortsuche für Abfallverwertungsanlagen. „Raumforschung und Raumordnung", Köln, Jg. 46 (1988), S. 63ff., hier S. 64f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Damit wird es für einzelne Teilregionen eines Einzugsbereichs bzw. für deren Einwohner rational, sich gegen die Errichtung der Anlage in ihrer Nachbarschaft zur Wehr zu setzen, denn je größer die räumliche Entfernung zwischen dem Standort eines Individuums oder einer Gruppe von Personen und der Abfallanlage ist, um so geringer sind (bei Zunahme der sicheren Transportkosten) die nach Eintritt und Höhe unsicheren Schadenskosten aus der Behandlung oder Beseitigung zu veranschlagen.

Die Folge ist, daß Anlagenerweiterungen oder die Bereitstellung von Neuanlagen nicht oder nur in einem als unzureichend angesehenen Ausmaß erfolgen. Die notwendige Konsequenz ist entweder eine Reduzierung von abfallintensiven Produktions-, Verteilungs- und Verwendungsaktivitäten, um die Menge insgesamt oder die von bestimmten Abfallarten zu vermindern. Die Alternative dazu ist möglicherweise der sogenannte „Müllnotstand"[7], womit ein Zustand beschrieben werden soll, in dem die angefallenen oder in Zukunft anfallenden Abfallmengen nicht mehr in dafür als geeignet angesehenen Anlagen beseitigt werden können. Dieser Zustand ist dann nicht Resultat der grundsätzlichen Ablehnung von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen, sondern ergibt sich aus einem individuell oder kleinräumig rationalen Freifahrerverhalten. Damit stellt sich die Frage, unter welchen institutionellen Bedingungen solche Kapazitäten effizient bereitgestellt werden können.

Zur Beantwortung dieser Frage werden im ersten Kapitel zunächst technisch-naturwissenschaftliche Ursachen der Abfallentstehung und alternative Behandlungs- und Beseitigungsmöglichkeiten kurz dargestellt. Im zweiten Kapitel erfolgt eine Behandlung der Risikopotentiale von Abfallanlagen. Schwerpunktmäßig wird hier auf die Ermittlung von Schäden und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten eingegangen. Das dritte Kapitel beinhaltet eine Darstellung und Analyse von individuellen und Mehr-Personen-Optimierungskalkülen bezüglich des Umgangs mit kostenverursachenden Abfallstoffen. Konflikte zwischen individuellen Interessen können dann auftreten, wenn neben dem Abfallerzeuger Dritte den Nachteilen ausgesetzt sind, die mit der Behandlung und/oder Beseitigung von Abfallstoffen einhergehen. Diese Konflikte können zum einen auf privatwirtschaftlicher Ebene, zum anderen über kollektive Entscheidungen gemindert oder gelöst werden. Im vierten Kapitel werden zunächst Möglichkeiten rein privatwirtschaftlicher Verhandlungen zwischen Anlagenbetreiber und (potentiell) Geschädigten als Lösungsansatz vorgestellt, um grundlegende Probleme einer Verhandlungslösung aufzuzeigen. Die Vielzahl negativ Betroffener läßt eine solche Lösung aber nur eingeschränkt zu, so daß kollektive Entscheidungen bezüglich der Standorte und der technisch-organisatorischen Ausgestaltung von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen notwendig werden. Die zu treffenden Kollektiventscheidungen werden im fünften Kapitel dargestellt, wobei abschließend nach Anwendung eines Vorlaufverfahrens zur Standortauswahl Verhandlungen mit einer reduzierten Teilnehmerzahl als Instrument zur Lösung bzw. zumindest Aufarbeitung von Konflikten vor Ort untersucht werden.

---

7 Vgl. z.B. o.V., Experte: Revier steht vor dem „Müllnotstand". „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Essen, Ausgabe vom 4. Dezember 1990, S. 3; A. Wölk, Im Ruhrgebiet droht Müll-Katastrophe. „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Ausgabe vom 17. Dezember 1991, S. 1.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Erstes Kapitel

Emissionen aus Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen

1. Problemstellung

Die Produktion, Verteilung und Verwendung von Gütern ist in hochentwickelten Industrienationen wie der Bundesrepublik Deutschland so weit fortgeschritten und in wissenschaftlichen Abhandlungen erforscht, daß man zumindest momentan von einer zufriedenstellenden Lösung dieses Problemkreises sprechen kann. Das Versorgungsniveau hat allerdings seinen Preis. Dieser liegt in den wachsenden Schwierigkeiten, die sich aus dem Umgang mit nicht mehr benötigten Materialien ergeben. Es stellt sich die Frage, was mit den unbrauchbaren Rückständen geschehen soll, die bei Produktion, Verteilung oder nach Abschluß der Güternutzung anfallen. Eine Antwort ist sicherlich die Forcierung der drei „V"s: Vermeidung, Verminderung, Verwertung[1]. Das Zauberwort Recycling kann aber nicht alle Türen öffnen. Aus technisch-naturwissenschaftlichen und ökonomischen Gründen werden Rückstände bestehen bleiben, derer sich die Gesellschaft entledigen möchte bzw. muß[2]. Insofern besteht ein Bedarf an wie auch immer konkret ausgestalteten Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen[3], mit denen einerseits ökonomische und technische Planungsprobleme, andererseits aber auch Durchsetzungsprobleme verbunden sind, die mit dem gestiegenen Umwelt- und Risikobewußtsein der Bevölkerung und daraus resultierenden konfligierenden Raumnutzungsvorstellungen einhergehen.

Um diese Problempunkte einer theoretischen Betrachtung zu unterziehen, erscheint es sinnvoll, zunächst den Begriff Abfall zu definieren und die verschiedenen Behandlungs- und Beseitigungsmöglichkeiten und ihr Gefährdungspotential darzustellen, um

---

1 Vgl. W. Schenkel [I], Sonderabfallbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland – Situation und bundespolitischer Handlungsbedarf. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 1 (1988), S. 21ff., hier S. 21.

2 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], Abfallwirtschaft. Sondergutachten vom September 1990. Stuttgart 1991, S. 582.

3 Vgl. z.B. A.D. Tarlock, Siting New or Expanded Treatment, Storage, or Disposal Facilities: The Pigs in the Parlors of the 1980s. „Natural Resources Lawyer", vol. 17 (1984), S. 429ff., hier S. 430; R.E. Kasperson, Rethinking the Siting of Hazardous Waste Facilities. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), Insuring and Managing Hazardous Risks: From Seveso to Bhopal and Beyond. Berlin u.a. 1987, S. 203ff., hier S. 205; W. Schenkel [I], S. 21ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

daran anschließend die unterschiedlichen Blickwinkel und Präferenzen der von Abfallanlagen[4] Betroffenen und der Abfallerzeuger aufzuzeigen.

2. Abfalldefinition und -abgrenzung

Zur Vermeidung von Verständnisschwierigkeiten soll zunächst eine eindeutige Operationalisierung des Begriffs Abfall ermöglicht werden. Laut § 1 I Satz 1 AbfG sind Abfälle „bewegliche Sachen, derer sich der Besitzer entledigen will oder deren geordnete Entsorgung zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit, insbesondere des Schutzes der Umwelt, geboten ist". Hiernach ist zwischen einem subjektiven und einem objektiven Abfallbegriff zu unterscheiden[5]. Der subjektive Abfallbegriff beinhaltet, daß der Besitzer einer beweglichen Sache autonom entscheiden kann, ob er diese behalten will oder sich ihrer entledigen möchte. Dieser Abfallbegriff „ist Ausdruck eines liberalen Rechtsverständnisses. Nach diesem Abfallbegriff kann nämlich der Bürger allein entscheiden, welche Sachen aus seinem Besitz Abfall sein sollen und welche nicht. Der Staat hat hierbei kein Mitspracherecht"[6]. Der objektive Abfallbegriff hingegen ermöglicht im Interesse der Allgemeinheit auch eine Beseitigung gegen den ausdrücklichen Willen des Besitzers, sofern ansonsten eine Gefährdung des Gemeinwohls zu befürchten wäre, womit etwa Gesundheitsgefährdungen der Menschen, Gewässerverschmutzungen oder sonstige Umweltbeeinträchtigungen angesprochen sind[7].

Das vorrangige Ziel des 1986 novellierten Abfallgesetzes ist zwar die möglichst weitgehende Vermeidung und Verwertung von Abfällen[8]; dies ist aber ein nur sehr langfristig und aus technisch-naturwissenschaftlichen und ökonomischen Gründen auch nur in Grenzen zu realisierendes Konzept[9], so daß weiterhin die Notwendigkeit

---

4 Im Zusammenhang mit der Behandlung und Beseitigung von Abfällen soll im Rahmen dieser Arbeit der rechtswissenschaftliche Begriff der Entsorgung soweit wie möglich vermieden werden. Dieser Terminus ist umfassender und beinhaltet neben der Ablagerung und der stofflichen und thermischen Verwertung auch die Maßnahmen des Einsammelns, Befördern, Behandelns und Lagerns von Abfällen. Vgl. Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallgesetz – AbfG) vom 27. August 1986 (BGBl. I, S. 1410), § 1 II.

5 Falls es zur Verabschiedung des geplanten Rückstands- und Abfallwirtschaftsgesetzes kommt, sind in nächster Zeit neben inhaltlichen auch begriffliche Veränderungen innerhalb des rechtlichen Regelwerkes der Abfallwirtschaft zu erwarten. Vgl. K. Töpfer [I], Kreislaufwirtschaft statt Abfallbeseitigung. „Umwelt", Berlin, Jg. 1992, S. 329f. Zur kontroversen Beurteilung der geplanten Neuerungen vgl. Umweltdiskussion: Kreislaufwirtschaft statt Abfallbeseitigung – Zur Novellierung des Abfallgesetzes. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 5 (1992), S. 441ff.

6 G. Ketteler und K. Kippels, Umweltrecht. Eine Einführung in die Grundlagen unter besonderer Berücksichtigung des Wasser-, Immissionsschutz-, Abfall- und Naturschutzrechts. (Schriftenreihe Verwaltung in Praxis und Wissenschaft, Band 31.) Köln u.a. 1988, S. 163.

7 Vgl. G. Ketteler und K. Kippels, S. 163ff.; G. Hösel und H. Freiherr v. Lersner, Recht der Abfallbeseitigung des Bundes und der Länder. Kommentar zum Abfallgesetz. Nebengesetze und sonstige Vorschriften. Band 1, Berlin 1972ff., Kennziffer 1110 der 24. Lfg. 4/87. Hier können auch weitergehende Informationen über die juristischen Implikationen beispielsweise der Begriffe Besitz und Entledigung bezogen werden, deren genauere Erörterung an dieser Stelle zu weit führen würde.

8 Vgl. § 1 a AbfG.

9 Vgl. P. Klemmer [I], Umweltschutz und Bautätigkeit – Erste Erfahrungen und Zukunftsperspektiven. „Ifo-Schnelldienst", Berlin und München, Jg. 40 (1987), Heft 20, S. 21ff., hier S. 25.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

besteht, sich mit der Behandlung und Beseitigung der oben definierten Abfälle zu beschäftigen.

3. Gesetz der Erhaltung der Materie

Nach dem Gesetz der Erhaltung der Materie bleiben die im Abfall enthaltenen materiellen Bestandteile auch nach dessen Beseitigung bestehen[10]. Sie können zwar ihre Erscheinungsform verändern, aber nicht vernichtet werden. Daraus ergibt sich die Beziehung

$$M_A = M_L + M_B + M_W. \tag{1}$$

Das bedeutet, die im Abfall enthaltene Materie (M_A) kann als Emission in die Luft (M_L), den Boden (M_B) oder das Wasser (M_W) gelangen, aber sie bleibt bestehen, wenn auch möglicherweise in einer anderen Form, in neuen stofflichen Verbindungen und/oder an einem anderen Ort. Durch Umformung von Gleichung (1) ergibt sich

$$M_B = M_A - M_L - M_W, \tag{2}$$

d.h. bei einer konstanten Abfallmenge M_A kann die Menge der endgültig im Boden verbleibenden Stoffe durch eine Reduzierung dessen, was alternativ in die Luft oder das Wasser eingebracht werden könnte, erhöht werden.

Die Zusammenhänge von der Entstehung bis zum endgültigen Verbleib der Abfälle sind in Übersicht 1 dargestellt. Von einer Rückstandsmenge M_R, die in einer Periode aus Güterproduktion, -verteilung und -verwendung anfällt, wird ein Teil verwertet, d.h. wieder nutzbar gemacht, ein Teil unmittelbar in Boden, Luft oder Wasser emittiert und ein letzter Teil schließlich in Abfallbehältern gesammelt. Zusätzlich zu den in Abfallbehältern aufbewahrten Materialmengen fallen letztlich zur Beseitigung auch Anteile der Stoffe an, die zunächst unmittelbar in Boden, Luft und Wasser emittiert worden sind. Hier ist beispielsweise an Maßnahmen der Straßen- und Abwasserreinigung zu denken. Teilweise verbleiben die zunächst in die Umweltmedien gelangten Stoffe aber auch in diesen (schraffierte Fläche in Übersicht 1). Geht man davon aus, daß die aus den Medien entfernte Stoffmenge vollständig zur Beseitigung gelangt, also keine Verwertung mehr erfolgt, erreicht die periodisch anfallende Abfallmenge eine Höhe von M_A.

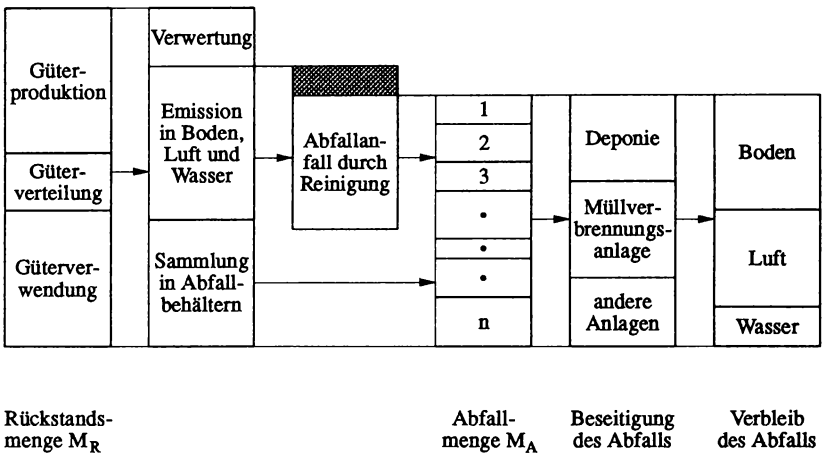
Dieses Aufkommen kann nach verschiedenen Kriterien 1 ... n untergliedert werden, beispielweise nach Herkunft oder stofflichen Eigenschaften. Aufgrund der Herkunft kann etwa zwischen Haushaltsabfällen, gewerblichen Abfällen, Krankenhausabfällen und Abfällen aus der Straßenreinigung unterschieden werden. Bezüglich der stofflichen Eigenschaften ist z.B. zwischen brennbaren und nicht brennbaren Stoffen oder

10 Vgl. E.S. Mills and P.E. Graves, The Economics of Environmental Quality. 2nd Ed., New York 1986, S. 8 und S. 76ff.; N. Georgescu-Roegen, Was geschieht mit der Materie im Wirtschaftsprozeß? In: E. Seidel und H. Strebel (Hrsg.), Umwelt und Ökonomie. Reader zur ökologieorientierten Betriebswirtschaftslehre. Wiesbaden 1991, S. 64ff., hier S. 65.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 1

Entstehung und Verbleib von Abfällen



Erläuterungen vgl. Text.

ungefährlichen und gefährlichen Materialien zu trennen, wobei letztgenannte gesundheits-, luft- oder wassergefährdend, explosibel oder entzündlich sein können oder möglicherweise Erreger übertragbarer Krankheiten enthalten[11]. Die zuletzt genannten Stoffe werden vielfach vage mit dem Begriff Sonderabfall bezeichnet[12].

Diese aus unterschiedlichen Quellen stammenden Abfälle können auf verschiedene Art und Weise behandelt und beseitigt werden. Im hier interessierenden Zusammenhang sind vor allem die Ablagerung in Deponien, die Verbrennung und die Pyrolyse relevant[13]. Diese Verfahren werden im folgenden Abschnitt ausführlicher betrachtet, wobei zunächst auf die Verbrennung und die Pyrolyse eingegangen wird, da diese in der Praxis der Deponierung vorgelagert sind. Wie dort ebenfalls zu zeigen sein wird,

11 Vgl. auch § 2 II AbfG.

12 Zur Vielschichtigkeit des Begriffs Sonderabfall vgl. z.B. H. v. Köller, Leitfaden Abfallrecht. Ein Ratgeber für Betriebsbeauftragte für Abfall, Entsorger und Verwaltung. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 34.) Berlin 1990, S. 20ff.

13 Aufgrund unterschiedlich verwendeter thermischer Verfahren ist davon auszugehen, daß sich die Abfallmenge durch die Behandlung wieder erhöht. Dies kann etwa auf den Sauerstoffbedarf oder auf benötigte Stoffzusätze bei der Abgasreinigung von Pyrolyse- oder Verbrennungsanlagen zurückgeführt werden.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

verbleibt der Abfall letztlich in oder auf den Umweltmedien Boden, Luft und/oder Wasser.

4. Alternative Verfahren der Abfallbehandlung und -beseitigung

4.1. Müllverbrennung

4.1.1. Technische Ausgestaltung

Ziele der Abfallverbrennung sind vorwiegend eine Reduzierung des schadstoffbezogenen Gefährdungspotentials, eine selektive Ausschleusung von Schadstoffkomponenten und eine verbesserte Ablagerungsfähigkeit der Restabfälle[14]. Die früher vorrangig angestrebte Gewichts- und Volumenreduzierung der abzulagernden Abfälle ist dagegen zunehmend in den Hintergrund getreten. Hier wird von einer Senkung von bis zu 70 vH des Gewichts und bis zu 90 vH des Volumens ausgegangen[15].

Bei der Müllverbrennung muß zwischen Anlagen für die Verbrennung von Hausmüll bzw. hausmüllähnlichem Gewerbe- und Industriemüll und Sondermüllverbrennungsanlagen unterschieden werden, da für die letztgenannten einige Zusatzeinrichtungen erforderlich sind, die eine Erhitzung über die üblichen 1000 bis 1200° C ermöglichen (Hochtemperaturverbrennung). Ansonsten wäre die Aufspaltung gefährlicher Verbindungen im Sondermüll nicht gewährleistet[16].

Technisch geht die Hausmüllverbrennung – sofern kontinuierlich eine ausreichende Menge an zu verbrennendem Material zur Verfügung steht – folgendermaßen vor sich: In einem ersten Schritt wird das Wasser aus dem Brenngut entfernt, um daran anschließend den eigentlichen Trocknungsprozeß durch eine Erhitzung auf über 100° C einsetzen zu lassen. Danach werden durch die Entgasung via Temperatursteigerung auf 250 bis 900° C die flüchtigen Teile der Abfälle (wie Schwelgase, Kohlenwasserstoffe und Teere) extrahiert. Nach erfolgter Vergasung, d.h. weiterer Temperaturerhöhung auf 800 bis 1200° C und Zuführung von Luftsauerstoff, kann im vierten und letzten Prozeßschritt zur eigentlichen Verbrennung übergegangen werden. Hier werden in einem relativ zeitaufwendigen Vorgang die noch verbliebenen festen und gasförmigen Bestandteile einem endgültigen Ausbrand zugeführt. Dabei fallen sowohl feste Rückstände (Schlacke)[17] als auch gas- und staubförmige Emissionen an, in denen teilweise die Inhaltsstoffe des Abfalls enthalten sind, teilweise neu entstandene

---

14 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 516. Eine inhaltliche Präzisierung des Schadstoff- und Schadensbegriffes erfolgt weiter unten. Zunächst ist der umgangssprachliche Begriffsinhalt ausreichend.

15 Vgl. H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, Müll- und Abfalltechnik. Düsseldorf 1985, S. 111ff. Die Autoren geben auch eine sehr detaillierte technische Beschreibung einer Müllverbrennungsanlage sowie der Anforderungen bezüglich Rohmülleingabe, Verbrennungseinrichtung und Reststoffbehandlung. Vgl. auch Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 386ff.

16 Vgl. H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 124.

17 Pro Tonne Müll fallen ca. 330 kg Schlacke an, die entweder zum Straßen- oder Wegebau verwendet oder deponiert werden. Vgl. T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, Ökologische Müllverwertung. Handbuch für optimale Abfallkonzepte. (Alternative Konzepte, Nr. 44.) 2. Auflage, Karlsruhe 1986, S. 105.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verbindungen. Auf Art und Menge dieser Stoffe kann durch die Aufbereitung der Abfälle, feuerungstechnische Maßnahmen (Primärmaßnahmen) und Reinigungsverfahren (Sekundärmaßnahmen) Einfluß genommen werden[18].

Derzeit sind 48 Hausmüllverbrennungsanlagen[19] in den alten Bundesländern in Betrieb, das Umweltbundesamt geht von 25 zusätzlichen Anlagen bis zum Jahr 2000 aus[20]. Gegenwärtig werden ca. 9 Mill. t Abfall in diesen Anlagen verbrannt[21]. In den 28 größeren Sonderabfallverbrennungsanlagen der alten Bundesländer werden zur Zeit etwa 800 000 t Sondermüll behandelt. Die in den letzten Jahren geplanten Neuanlagen bzw. Erweiterungen von Anlagen konnten, abgesehen von jeweils einer Anlagenerweiterung im öffentlich zugänglichen und im industriellen Bereich, aufgrund von verfahrensbedingten Verzögerungen nicht verwirklicht werden[22].

4.1.2. Emissionsverhalten

Im Abfall, der in eine durchschnittliche Hausmüllverbrennungsanlage gelangt, sind die verschiedensten Komponenten enthalten, die mit Schadstoffen belastet sind. Stellt man sich zunächst einen einfachen Fall einer Müllverbrennung (beispielsweise ein offenes Feuer) vor, so wird es zum einen zu festen Rückständen (Asche, Schlacke o.ä.) kommen, zum anderen zu Emissionen, die in die Atmosphäre gelangen. Da bei einer einfachen Verbrennung ohne weitere technische Einrichtungen kein Wasser beim Verbrennungsvorgang zugesetzt wird, ist davon auszugehen, daß die Emissionen in das Medium Wasser gleich Null sind. Die Emissionsarten in Boden und Luft sind durch verschiedene Schadstoffe belastet.

In der Schlacke aus der Abfallverbrennung ist ein großer Teil an Schwermetallen eingebunden. Deren größtes Problem ist die Persistenz[23], d.h. sie können nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens durch kein Verfahren (auch nicht durch die thermische Behandlung in Müllverbrennungsanlagen) eliminiert werden, so daß sie mit ihren teilweise schädlichen Eigenschaften wieder in die Umweltmedien Boden, Wasser oder Luft gelangen. Neben den Schwermetallen werden in der Schlacke auch organische und anorganische Schadstoffe eingebunden. In verschiedenen Untersuchungen wurde beispielsweise ein besonders hoher Gehalt an wasserlöslichen Chloriden nachgewiesen[24]. Diese Bestandteile können aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit

---

18 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 408ff.

19 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], Daten zur Umwelt 1990/91. Berlin 1992, S. 499.

20 Vgl. R. Neidhardt, Müllverbrennung, Ein brennendes Problem für Mensch und Natur. (BUNDargumente.) Ohne Erscheinungsort, 1988, S. 1.

21 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], S. 499.

22 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], S. 501.

23 Vgl. U. Lahl und A. Wiebe, Chemie im Müll – verkennen, vergessen, verdrängen. In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), Ökologische Abfallwirtschaft. Umweltvorsorge durch Abfallvermeidung. Dokumentation des Fachkongresses vom 30.11. – 2.12.1989 in Berlin. 2. Auflage, Berlin 1989, S. 96ff., hier S. 97.

24 Über die einzelnen Inhaltsstoffe der Schlacke (Gehalt an verschiedenen Schwermetallen, Sulfat-, Fluorid- und Chloridgehalte) gibt z.B. Tabelle 2.2.18. in T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 105, Auskunft. Eine eingehende Beschäftigung mit allen Schadstoffkomponenten würde an dieser Stelle zu weit führen, sie muß den Naturwissenschaftlern vorbehalten bleiben.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ebenso wie die Schwermetalle durch Niederschlagswasser ausgewaschen werden[25], was vor allem bei einer Nutzung der Schlacke im Straßenbau zu Gefährdungen für die Medien Boden und Wasser führen kann, da die ausgelaugten Schadstoffe in den umliegenden Boden bzw. in das Grundwasser gelangen können[26]. Gleiches ist bei einer Ablagerung auf Deponien möglich.

Bei den Emissionen in die Luft ist zwischen Gasen und staubförmigen Schadstoffen zu unterscheiden. Mengenmäßig bedeutsam sind im Rohgas vor der Reinigung Chlorwasserstoff, Stickstoffoxide, Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, organische Verbindungen und Fluorwasserstoff[27]. Ein besonderes Problem stellen dabei die Kohlenwasserstoffverbindungen dar, über die, abgesehen von polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD und PCDF), wenig bekannt ist[28]. Von Teilen dieser und anderer Stoffe können verschiedene Schäden verursacht werden, die beispielsweise kanzerogener, mutagener oder allergologischer Art sind. Dioxine und Furane werden durch die Verbrennung chlorhaltiger Abfälle (etwa von PVC) freigesetzt oder entstehen durch die Erhitzung anderer Stoffe unter Anwesenheit von Chlor neu. Sie gehören in ihren unterschiedlichen Zusammensetzungen zu den giftigsten momentan bekannten Stoffen[29]. An den kleinen Partikeln der Feinstäube lagern sich vor allem Schwermetalle ab, so daß deren Gehalt dort ebenso wie der der halogenierten Kohlenwasserstoffe (Dioxine u.ä.) höher ist als bei den gasförmigen Bestandteilen[30]. Bei den Schwermetallen ist neben dem teilweise gasförmig emittierten Quecksilber vor allem das an die Staubpartikel angelagerte lungenkrebsverursachende Cadmium relevant. Der Anteil der Cadmium-Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen an der Gesamtbelastung der Bundesrepublik beträgt derzeit zwischen 2,5 und 10 vH[31].

Durch die Einbeziehung technischer Zusatzeinrichtungen in Abfallverbrennungsanlagen kann ein Teil der Emissionen von einem in ein anderes Umweltmedium verlagert werden. Das bei der einfachen Verbrennung entstehende Rauchgas, das ohne weitere Behandlung in die Luft entweichen würde, kann z.T. in flüssige Bestandteile umgewandelt werden. Durch eine Staubabscheidung mittels physikalischer Verfahren ist es möglich, die festen Partikel aus dem Gas abzuscheiden. Liegt der Schadstoffgehalt dieser Stoffe unterhalb bestimmter akzeptierter Normen, können die Rückstände im Straßen- und Wegebau eingesetzt werden, so daß ein weitergehendes Deponierungsproblem und damit eine Bodenbelastung nur im Fall einer relativ hohen Anreicherung mit Schadstoffen zu erwarten ist. Die Belastung der Stäube mit Schwermetallen kann allerdings dazu führen, daß diese wegen der Wasserlöslichkeit der Schwermetalle als

---

25 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 422f.

26 Zur Verdeutlichung des mengenmäßigen Anfalls fester Reststoffe vgl. U. Mühlenweg und T. Brasser, Reststoffe bei der Hausmüllverbrennung. Ergebnisse zweier Umfragen. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 22 (1990), S. 53ff. Hier wird auch eine Prognose der zu erwartenden Reststoffmengen unter Berücksichtigung neu zu errichtender Anlagen gegeben.

27 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 405.

28 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 405ff.

29 Vgl. R. Neidhardt, S. 5.

30 Vgl. H. Reimer, Grundlagen der Abfallverbrennung. In: O. Tabasaran (Hrsg.), Abfallbeseitigung und Abfallwirtschaft. Düsseldorf 1982, S. 179ff., hier S. 183f.

31 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 527.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

besonders gefährlicher Abfall anzusehen sind und auf speziell abgedichteten Deponien abgelagert werden müssen[32].

Bei der Naßwäsche wird in einem an die Staubabscheidung anschließenden Prozeß das verbliebene Gas einer Wäsche unterzogen[33]. Die darin enthaltenen Schadstoffe sollen im Wasser absorbiert und danach neutralisiert werden. Daraus ergeben sich dann Reingasemissionen in die Luft und Schadstoffemissionen in das Medium Wasser. Letzteres kann durch eine Eindampfung der Abwässer verhindert werden; die dabei entstehenden Rückstände können deponiert oder einer weiteren Verwendung zugeführt werden.

Beim Trockenverfahren erfolgt die Staub- und Schadgasabscheidung in einem Schritt. Hier entsteht ein Salz-Flugstaubgemisch, das aufgrund seiner hohen Verunreinigung nur noch abgelagert werden kann. Insoweit ergibt sich durch die Abgasreinigung also anstelle einer potentiell schädigenden Emission in die Luft eine solche in den Boden, sofern keine absolut sichere Deponierung erwartet werden kann.

Hinsichtlich der Emissionsmengen und -arten ist zwischen dem Normalbetrieb der Anlagen und Störfällen zu unterscheiden. Bei Störfällen, die ihre Ursache z.B. in Bränden oder Explosionen haben können und die bei Sonderabfallverbrennungsanlagen häufiger als bei Hausmüllverbrennungsanlagen sind, können größere Mengen an Schadstoffen freigesetzt werden[34].

Die Materialströme bei der Abfallverbrennung sind in Übersicht 2 dargestellt. Faßt man die Ausführungen zusammen, so ist hinsichtlich der Einwirkungen der Abfallverbrennung auf die Umwelt folgendes festzuhalten[35]:

- Aus der Verbrennung erfolgen ebenso wie aus Lagerung und Umschlag von Abfallstoffen Restemissionen verschiedener Stoffe in die Atmosphäre.
- Es entstehen Schadstoffe, die in ihrer Zusammensetzung nicht immer bekannt sind.
- Rückstände aus der Abgasreinigung enthalten teilweise besonders problematische Inhaltsstoffe, die, wenn sie nicht verwertet werden können, langfristig so sicher wie nach derzeitigem Kenntnisstand möglich, abgelagert werden müssen.

---

32 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 423f.

33 Vgl. dazu ausführlicher Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 424ff.; T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 88ff.; J. Hahn, Konzept einer umweltfreundlichen Entsorgung. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Müll-Handbuch. Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen. Ergänzbares Handbuch für die kommunale und industrielle Abfallwirtschaft. Band 1, Kennziffer 0140 der Lfg. 5/89, S. 13ff.; H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 121ff. Zu den gesamten Verfahren der Schadgas- und Abwasserreinigung vgl. auch H. Sutter, Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen. Grundlagen, Verfahren, Entwicklungstendenzen. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 17.) Berlin 1987, S. 33ff. und S. 108ff.

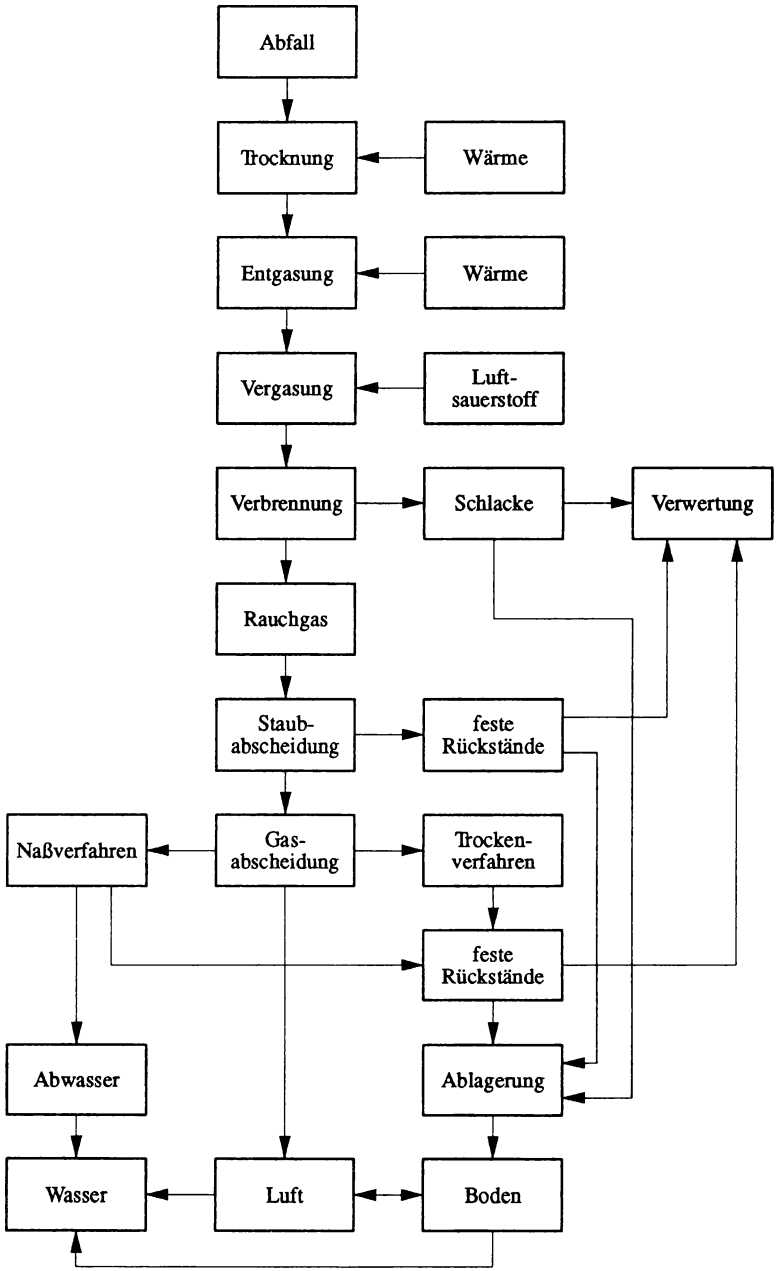
34 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 548; W. Reiling und O. Stertz, Sicherheitsanalyse bei Abfallbehandlungsanlagen. „Müll und Abfall", Jg. 23 (1991), S. 528ff.

35 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 432.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 2

Materialströme bei der Abfallverbrennung



Erläuterungen vgl. Text.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

4.2.1. Technische Ausgestaltung

Ein weiteres thermisches Abfallbeseitigungsverfahren ist die Pyrolyse, auch Entgasung oder Verschwelung genannt. Dabei werden unter Sauerstoffausschluß organische Verbindungen zersetzt. Derzeit befindet sich die Pyrolyse noch im Erprobungsstadium, wobei verschiedene Verfahren – wie das Kiener-Pyrolyseverfahren und das Pyrocalverfahren von Babcock – getestet werden[36]. Da die thermische Behandlung immer unter Luftabschluß geschieht, kommt es selbst bei einer Maximaltemperatur von 1000° C bei der Hochtemperaturentgasung nicht zur Verbrennung, sondern lediglich zu einer molekularen Umbildung. Die neu entstehenden, chemisch anders strukturierten festen Rückstände haben unabhängig von der gewählten Vorgehensweise ein geringeres Volumen als der eingebrachte Abfall; man kann von einer Reduktion von 20 bis 30 vH ausgehen[37]. Neben den festen Stoffen entstehen durch die Pyrolyse Schwelgase. Deren Weiterbehandlung ist wiederum in entscheidendem Maße von der gewählten Pyrolysemethode abhängig; sie kann beispielsweise in einer Gaswandlung mit anschließender Wäsche oder in einer Verbrennung bestehen[38].

Ziel der Austestung des pyrolytischen Verfahrens ist es, eine Alternative zur Müllverbrennung zu finden. Dies gestaltet sich jedoch aufgrund der unterschiedlichen Qualitäten des Abfalls relativ schwierig. Zum einen eignen sich lediglich brennbare Stoffe, da nichtbrennbares Material als Rückstand verbleibt und anderweitig beseitigt werden muß, zum anderen ergeben sich aufgrund der heterogenen Zusammensetzung etwa des Hausmülls, der einen stark divergierenden Wassergehalt aufweisen kann, unterschiedliche anlagen- und verfahrenstechnische Anforderungen[39]. Die Vorteile der Verschwelung liegen zum einen in der Energieeinsparung, da bei der Müllverbrennung eine wesentlich stärkere Aufheizung erforderlich ist, zum anderen ist ein rentabler Einsatz bereits bei kleineren kontinuierlich anfallenden Abfallmengen als bei der Müllverbrennung gewährleistet. Für eine umfassende Beurteilung muß aber die weitere Entwicklung abgewartet werden.

---

36 In Deutschland wird zur Zeit eine Anlage im praktisch relevanten Maßstab betrieben. Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], S. 499. Auf die technischen Einzelheiten und die Unterschiede zwischen den einzelnen Verfahren soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden, da die Pyrolyse zumindest momentan noch keine echte Alternative zur Müllverbrennung oder anderen Abfallbeseitigungsverfahren darstellt. Eine knappe Darstellung findet sich z.B. bei T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 130ff., und H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 126ff. Vgl. auch Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 371ff.

37 Vgl. T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 141ff., und H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 124ff.

38 Da diese Gasbehandlung für die weitere Arbeit nicht erheblich ist, kann an dieser Stelle auf die weiterführende Literatur wie H. Friedrich [I], Pyrolyse, Der Müll schwelt im Ungewissen. (BUNDargumente.) Ohne Erscheinungsort 1988, und T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 131ff., verwiesen werden.

39 Vgl. H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 125; K. Müller und M. Holst, S. 124.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

4.2.2. Emissionsverhalten

Genaue Angaben zum Emissionsverhalten von Pyrolyseanlagen lassen sich derzeit nicht machen, da das Erprobungsstadium noch nicht überschritten wurde, und insofern noch keine Langzeittests bei bestehenden Großanlagen möglich waren. Generell kann allerdings davon ausgegangen werden, daß im Gegensatz zu den bei der Verbrennung anfallenden verdampften Schwermetallen diese hier nicht als Emission in das Medium Luft zu befürchten sind, da die Temperaturen wesentlich geringer sind. Die Schwermetalle verbleiben vielmehr in den festen Rückständen[40]. Die Emissionen in die Luft können sich allerdings dennoch problematisch entwickeln. Bei der Pyrolyse entstehen zwei verschiedene Gasströme, zum einen das prozeßinterne Schwelgas, zum anderen sich durch die Verbrennung von Schwelgasen entwickelnde Rauchgase, die in die Atmosphäre abgegeben werden. Die Schwelgase dürfen aufgrund ihres hohen Gefahrenpotentials nicht unbehandelt in die Luft gelangen, da sie einerseits brennbar sind und mit der Luft hochexplosive Gemische bilden, „andererseits sind sie nicht nur höchst geruchsintensiv, sondern vor allem durch ihren Gehalt an Kohlenmonoxid, Teerdämpfen sowie zahlreichen aromatischen, heterocyclischen und olefinischen Kohlenwasserstoffen, außerordentlich gesundheitsgefährdend und giftig"[41]. Zwar kann man die kleinen Versuchsanlagen als relativ dicht ansehen, fraglich ist allerdings, ob Großpyrolyseanlagen im Dauerbetrieb ausreichend gegen Undichtigkeiten geschützt werden können. Ebenso fehlen Erfahrungen über Störfallauswirkungen aufgrund von Sauerstoffeintritt[42]. Durch die Verbrennung des Schwelgases kann ein Teil der schädlichen Komponenten weitgehend zerstört werden, jedoch werden sie in festen Rückständen bestehen bleiben[43].

Neben den festen Emissionen und jenen in die Luft sind bei der Entgasung auch die Emissionen in das Medium Wasser zu berücksichtigen. Die beispielsweise bei der Kühlung des Schwelgases anfallenden Abwassermengen sind, abhängig von dem gewählten Pyrolyseverfahren, insgesamt aber wohl als relativ gering einzustufen. Zu erwarten sind Belastungen mit Schadstoffen wie etwa Ammoniak und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen[44]. Inwieweit von einer zufriedenstellenden Reinigung ausgegangen werden kann, bleibt abzuwarten[45].

Über die Emissionen bei der Pyrolyse speziell von Sonderabfällen, die nicht so sehr unter Beseitigungs- als vielmehr unter Rohstoffrückgewinnungsgesichtspunkten und Heizwertaspekten zu sehen ist, liegen auch von Expertenseite die unterschiedlichsten

---

40 Vgl. hierzu und zu möglichen Ausnahmen (z.B. Quecksilberverdampfung) T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 139.

41 E. Thomanetz, Abfallpyrolyse. In: O. Tabasaran (Hrsg.), S. 191ff., hier S. 200.

42 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 550.

43 Zu den verschiedenen im Schwel- und Rauchgas enthaltenen Inhaltsstoffen und den Reinigungsmöglichkeiten vgl. E. Thomanetz, S. 201f.; H. Friedrich [I]. Eine tabellarische Aufgliederung der Schadstoffemissionen für die unterschiedlichen Pyrolyseverfahren bieten T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 138, S. 140 und S. 142.

44 Vgl. E. Thomanetz, S. 202f.

45 Eine relativ positive Erwartungshaltung wird in dem Beitrag von C. Nels, Pyrolysetechnik. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 4, Kennziffer 7955 der Lfg. 3/83, S. 16f., aufgebaut.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Stellungnahmen vor[46]. Es ist aber wohl davon auszugehen, daß vor allem die festen Rückstände aus der Pyrolyse selbst und die aus der Reinigung der Gase vielfach auf Sondermülldeponien abzulagern sein werden.

4.3. Abfalldeponierung

4.3.1. Technische Ausgestaltung

Trotz der Forcierung anderer abfalltechnischer Weiterentwicklungen ist die Deponie noch immer und auch in absehbarer Zukunft ein zentraler Bestandteil der deutschen Abfallbeseitigung. Sie ist zum einen ein eigenständiges Beseitigungsverfahren, zum anderen ist sie, wie bei der Verbrennung und Pyrolyse deutlich wurde, als Endpunkt vorgeschalteter Behandlungsmethoden unverzichtbar. Insofern ergibt sich einerseits ein erheblicher Bedarf an Deponieraum[47], andererseits – daraus folgend – die Notwendigkeit einer geordneten und möglichst gesicherten Deponierung, um das wilde Abkippen von Müll auf nicht dazu geeigneten Plätzen zu vermeiden.

War es bis in die 70er Jahre hinein üblich, den Abfall auf dem eigenen Gemeindegebiet abzulagern, was mit einer Vielzahl kleiner kommunaler Müllkippen verbunden war, so änderte sich die Deponierungspraxis mit der Verabschiedung des Bundesgesetzes über die Beseitigung von Abfällen[48] 1972 grundlegend. Dieses Gesetz führte von der dezentralen Beseitigung zur großen Zentraldeponie. Schätzungen gehen vor 1970 noch von 40 000 und mehr Müllkippen aus, angestrebt werden nach den Zielsetzungen der Länder in den 90er Jahren 350 bis 400 Großdeponien[49]. Im Jahre 1990 konnte man in der Bundesrepublik nur noch 295 Hausmülldeponien finden; hinzu kamen (Stand 1987) allerdings noch gut 2 700 Erdaushub- und Bauschuttdeponien sowie 37 sonstige Deponien[50]. Zudem werden neben zahlreichen betriebseigenen[51] derzeit (1990) neun oberirdische öffentliche Sonderabfalldeponien im alten Bundesgebiet betrieben[52], zu denen Ende der 80er Jahre noch drei untertägige Deponien traten[53].

Bei Deponien kann man eine Einteilung nach zeitlichen, örtlichen und inhaltlichen Kriterien vornehmen:

---

46 Vgl. Stellungnahmen zum Fragenkatalog, Block II. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), Sonderabfallentsorgung in Niedersachsen. Expertenanhörung über Strategien und Verfahren zur Vermeidung / Verminderung / Verwertung sowie die endgültige Beseitigung von Sonderabfällen. Hannover 1987, S. 199ff.

47 Vgl. W. Köhl, S. 63.

48 Gesetz über die Beseitigung von Abfällen (Abfallbeseitigungsgesetz – AbfG) vom 7. Juni 1972 (BGBl. I, S. 873).

49 Vgl. K. Müller, Umweltwirkungen. Planungswiderstände der Abfallbeseitigung. In: K.J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), Planung von Abfallbehandlungsanlagen. Berlin 1985, S. 187ff., hier S. 197.

50 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], S. 494. Sonstige Deponien sind z.B. Altreifen-, Klärschlamm- und Schlackendeponien.

51 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], S. 488; vgl. für Nordrhein-Westfalen Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Abfallwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Vorläufiger Plan Sonderabfälle, Stand: 1. Juli 1983. Ohne Erscheinungsort und -jahr, S. 4.

52 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], S. 494.

53 Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [II], Daten zur Umwelt 1988/89. Berlin 1989, S. 463.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Endlager/Zwischenlager. Unter einem Endlager versteht man eine Anlage, in der die Abfälle auf unbegrenzte Zeit, d.h. dauerhaft abgelagert werden sollen. Dort müssen keine Einrichtungen vorhanden sein, die eine Rückholung der Abfälle nach einer befristeten Zeit ermöglichen. Ein Zwischenlager soll nur eine temporäre Aufnahme des Mülls ermöglichen, da dieser zu einem späteren Zeitpunkt weiterbehandelt, veräußert oder einer anderen Ablagerungsstelle zugeführt werden soll. Diese Abfallager müssen somit von ihrer Konzeption her eine Möglichkeit beinhalten, die Abfälle leicht wieder zu erreichen[54].

- Übertage-/Untertagedeponie. Die oberflächennahe Deponierung ist die älteste Form der Abfallbeseitigungsanlagen. Hier kann zwischen einer Auffüllung von vorhandenen Gruben (z.B. alten Kiesgruben) oder Senken und einer haldenförmigen Aufschüttung auf eine ebene Bodenfläche unterschieden werden. Im Gegensatz dazu wird bei der Ablagerung Untertage – etwa in Salzstöcken – das Landschaftsbild optisch nicht verändert.

- Mono-/Gemischtdeponien. Auf Monodeponien wird nur eine einzige Abfallart geordnet abgelagert – ein besonders geläufiges Beispiel sind hier die Bauschuttdeponien[55] – während auf Gemischtdeponien die unterschiedlichsten Abfallkomponenten zusammen gelagert werden.

Bezüglich der Anlage einer oberirdischen Deponie sind unter Umweltschutzgesichtspunkten verschiedene Anforderungen an Oberfläche und Untergrund zu stellen. Abhängig von der Niederschlagsmenge und der Temperatur im Deponiegebiet ist mit einer mehr oder weniger starken Sickerwassermenge zu rechnen, die teilweise nach Durchlaufen der deponierten Abfälle in das Grundwasser gelangen kann. Definitionsgemäß ist Sickerwasser „im Deponiekörper gebildetes Grundwasser, dessen Fließverhalten durch die Inhomogenität der abgelagerten Abfälle beeinflußt wird"[56]. Ein wesentlicher Einflußfaktor der anfallenden Menge dieser in der Regel kontaminierten Flüssigkeit ist die Beschaffenheit der Deponieoberfläche. Oberflächenverdichtung, Hangneigung, geologische und geochemische Gegebenheiten bezüglich Wasseraufnahmefähigkeit, Permeabilität und Adsorptionsfähigkeit sind mitbestimmend für den oberflächlichen Abfluß und die Aufnahme der Niederschläge und somit für das Ausmaß des Sickerwassers. Daneben spielen die Vorgehensweise bei der Einlagerung und die Art und Zusammensetzung der Abfälle eine Rolle. Werden die eingefüllten Abfälle durch Kompaktoren oder Raupen zusammengepreßt, entsteht eine höhere Verdichtung, durch die das Wasser nicht ungehindert fließen kann[57]. Bezüglich der Verdichtung konnte in Abhängigkeit von den eingesetzten Maschinen eine Schwan-

---

54 Zu dieser Unterscheidung vgl. z.B. J. Kreusch, Probleme der Langzeitsicherung von Deponien – Folgerungen für eine ökologische Abfallwirtschaft. In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), S. 121ff., hier S. 121.

55 Auf die Vorteilhaftigkeit der Monodeponien weist P. Klemmer [I], S. 25, hin.

56 H.-J. Ehrig, Sickerwasser aus Hausmülldeponien. Menge und Zusammensetzung. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 3, Kennziffer 4587 der Lfg. 1/89, S. 1.

57 Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß auch durch die Kompaktoren keine gleichmäßige Masse geschaffen wird. Der aus unterschiedlichen Komponenten zusammengesetzte Müll kann vielmehr auch nur ungleichmäßig verdichtet werden, so daß regelrechte Ablaufrinnen entstehen, ein Prozeß, der durch weniger leistungsfähige Verdichtungsgeräte begünstigt wird. Vgl. hierzu H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 140.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kungsbreite der relativen Sickerwasseranteile (Sickerwassermenge/Niederschlagsmenge) von 10 bis 60 vH ermittelt werden. Die Menge der austretenden Flüssigkeit ist allerdings nicht nur von dem von außen auf die Deponiefläche gelangenden Wasser, sondern auch vom Flüssigkeitsgehalt der Abfälle abhängig. In einem anaeroben Prozeß verrottet ein Teil der Inhaltsstoffe, dadurch wird Flüssigkeit freigesetzt; Schlämme und geschlossene Behälter enthalten flüssige Stoffe, die entweder sofort oder im Laufe der Zeit versickern können.

Durch die Deponiebasisabdichtung soll der Sickerwasseraustrag vermieden werden. Hier kann zwischen einer natürlichen und einer künstlichen Basisabdichtung unterschieden werden. Wenn sich nach Prüfung des Untergrundes[58] herausstellt, daß dieser keine ausreichende Dichtigkeit aufweist, muß zusätzlich eine künstliche Abdichtung etwa aus Ton oder Kunststoffolien angelegt werden[59]. Damit sich dort das anfallende Sickerwasser nicht staut, ist der Einbau von Drainageleitungen notwendig. Die erfaßte Flüssigkeit wird anschließend in einer Kläranlage gereinigt[60].

Das anfallende Sickerwasser ist aber nicht das einzige Problem, das sich in einer Deponie ergibt: durch den biologischen Zersetzungsprozeß der organischen Bestandteile des Mülls entstehen Gase, deren unkontrollierter Austritt aus dem Abfallablagerungsplatz einerseits durch ein Deponieoberflächenabdichtungssystem, das gleichzeitig das Eindringen von Niederschlagswasser verhindern soll, andererseits durch besondere Entgasungsvorrichtungen unterbunden werden soll[61]. Das erfaßte Gas kann entweder abgefackelt oder verwertet werden.

Nach abgeschlossener Verfüllung der Deponie muß eine Möglichkeit zur Nachsorge, d.h. Kontrolle und Wiederherstellung schadhafter Barrieren, gegeben sein[62]. Unter diesen Umständen kann dann die Deponie rekultiviert und, in Abhängigkeit von der Art der abgelagerten Abfälle, einer Nutzung beispielsweise als Freizeitanlage zugeführt werden.

4.3.2. Emissionsverhalten

Auch auf Deponien können durch unterschiedliche Vorgänge Emissionen verursacht werden, die zu Beeinträchtigungen der Medien Wasser, Boden oder Luft führen. Zunächst sollen oberirdische Anlagen betrachtet werden. Ein drängendes Problem sowohl bei noch in der Nutzung befindlichen als auch bei aufgefüllten und eventuell sogar bereits rekultivierten Deponien ist die Bildung von Sickerwasser. Aufgrund der klimatischen Verhältnisse der Bundesrepublik kann man davon ausgehen, daß eine so hohe Menge an Sickerwasser vorliegt, daß sie zur Grundwasserneubildung beiträgt.

---

58 Eine ausführliche Beschreibung dieses Prüfverfahrens findet sich bei H. Friedrich [II], Die Deponie: Vom Verscharren zur Hochtechnologie? (BUNDargumente.) Ohne Erscheinungsort, 1988, S. 3.

59 Vgl. T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 66.

60 Bezüglich weitergehender Informationen zur Sickerwasserbehandlung vgl. H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 141f.

61 Vgl. H. Friedrich [II], S. 2; H.-H. Habeck-Tropfke und L. Habeck-Tropfke, S. 152ff.

62 Vgl. H. Friedrich [II], S. 3.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Das Problem liegt nicht so sehr in der Erhöhung der Grundwassermenge als vielmehr in der Belastung des Sickerwassers mit Schadstoffen, die auf diesem Wege in das Grundwasser gelangen können. Abschließende Angaben über die Inhaltsstoffe des Sickerwassers können nicht gegeben werden[63], da diese in starkem Maße von den eingelagerten Abfällen, d.h. ihrer Art und Zusammensetzung, und von den Bedingungen für den Ablauf der biochemischen Umwandlungsprozesse, also Betriebsweise und Alter der Deponie, abhängig sind. Mit der Betriebsweise der Deponie ist beispielsweise die Art der Verdichtung angesprochen. Dies kann aufgrund des damit verbundenen möglichen Sauerstoffzutritts von Bedeutung für den Schadstoffgehalt des Sickerwassers sein. Bei stark verdichteten Deponien kann nur in sehr geringem Maße Sauerstoff zutreten, so daß man weitgehend von anaeroben Umwandlungsprozessen ausgehen kann[64]. Zusätzlich ist noch das Deponiealter von Relevanz, da bei relativ jungen Deponien andere Prozesse ablaufen als bei schon lange genutzten. Dabei ist die Sickerwasserzusammensetzung aus Siedlungsabfalldeponien ohne generellen Unterschied zu der aus Sonderabfalldeponien[65]. Die Belastungen der Sickerwässer aus Monodeponien sind besser prognostizierbar als jene aus Gemischtdeponien[66], da die Möglichkeiten für Reaktionen zwischen den einzelnen Abfallkomponenten dort stärker eingeschränkt sind.

Grundsätzlich kann man bei der Zusammensetzung des Sickerwassers zwischen organischen und anorganischen Inhaltsstoffen unterscheiden. Für die Bildung der organischen Belastungen[67], hinsichtlich derer die Kenntnisse im einzelnen sehr gering sind[68], ist die Zutrittsmöglichkeit von Sauerstoff wesentlich. Bei weitgehend anaeroben Prozessen kommt es zu relativ hohen Werten für die organischen Inhaltsstoffe. So konnten vor allem in den Sickerwässern junger Deponien, in denen die anaerobe saure Gärung bestimmend ist, besonders hohe organische Belastungen nachgewiesen werden[69]. Mit dem recht sauren Sickerwasser (der pH-Wert kann um 4 liegen) geht eine hohe Löslichkeit der Schwermetalle einher. Bei zunehmendem Deponiealter verändert sich der Abbauprozeß, er geht von der Phase der sauren Gärung in jene der Methangärung über. Dadurch sinkt zwar die Gesamtmenge der organischen Belastungen, es erhöht sich allerdings der Anteil der biologisch schwer abbaubaren organischen Bestandteile[70], so daß mit einer längerfristigen Belastung zu rechnen ist. Bei den anorganischen Inhaltsstoffen sind vor allem Chloride sowie Stickstoff- und Metallemissionen relevant[71].

---

63 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 457.
64 Vgl. H.-J. Ehrig, S. 12.
65 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 457 und 479.
66 Vgl. K. Stief [I], Stellungnahme zu Block III. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 462ff., hier S. 464.
67 Zu den organischen Sickerwasserinhaltsstoffen zählen Öle und Fette sowie polyzyklische Aromaten. Vgl. hierzu ausführlicher H.-J. Ehrig, S. 20ff.
68 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 453.
69 Vgl. T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 64f.
70 Vgl. T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 65. Hier wird auch eine schematische Darstellung der Abhängigkeit der pH-Werte vom erreichten Abbaustadium gegeben.
71 Vgl. K. Stief [II], Die geordnete Abfalldeponie. In: O. Tabasaran (Hrsg.), S. 97ff., hier S. 106f.; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 457f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Hinsichtlich des Langzeitverhaltens des Sickerwassers sind fundierte Aussagen äußerst schwierig, da zum einen die Spannweite der Inhaltsstoffe sehr groß ist und zum anderen keine Zusammenhänge zwischen einer Stoffmenge im Abfall und einer entsprechenden Stoffmenge im Sickerwasser erkennbar sind. Nach Modellrechnungen ist nach 70 bis 150 Jahren nur noch mit geringen Sickerwasserbelastungen (und Gasproduktionsraten) zu rechnen. Das Gefährdungspotential der verbleibenden Belastungen ist allerdings unbekannt, wozu auch das Fehlen von Kenntnissen über das Langfristverhalten der Kunststofffraktion in den abgelagerten Abfällen beiträgt[72].

Eine besondere Schwierigkeit im Zusammenhang mit dem Sickerwasser liegt darin, daß keine geeigneten Gegenmaßnahmen gegen seine Diffusion bekannt sind. Bei oberflächennahen Deponien, von denen hier noch ausgegangen wird, kann weder eine natürliche oder eine künstliche Abdichtung noch das gegenwärtig forcierte Multibarrierenkonzept eine Langzeitgarantie gegen die Diffusion von schadstoffbelastetem Sickerwasser geben. Das Risiko kann zwar durch eine mehrschichtige Dichtung ebenso wie durch die Abführung des Sickerwassers vermindert werden, es bleibt aber bestehen[73].

Bei den stofflichen Emissionen in die Luft ist bei den Deponien zwischen zwei Typen zu differenzieren, den gasförmigen und den staubförmigen. Die Deponiegase entstehen bei der mikrobiellen Zersetzung der organischen Bestandteile der Haushaltsabfälle[74]. In welcher Menge sich diese Gase entwickeln, ist im wesentlichen vom Anteil der organischen Fraktion am Gesamtabfall abhängig. Bezüglich der Zusammensetzung der Deponiegase, die bisher weder nach Quantität noch nach Qualität dokumentierbar sind[75], muß man wieder zwischen der aeroben und der anaeroben Abbauphase unterscheiden. Zwar bildet sich in beiden Phasen Kohlendioxid, während der aeroben Phase kommt aber als weiterer potentieller Schadstoff Stickstoff hinzu. In der anaeroben Zersetzung überwiegt dagegen der Methananteil. Daneben kann in geringeren Anteilen beispielsweise Schwefelwasserstoff oder Kohlenmonoxid enthalten sein[76]. Diese Gase können zwar aufgrund ihres Heizwertes nach einer Aufbereitung noch genutzt werden, leider sind sie aber auch mit verschiedenen negativen Eigenschaften behaftet: Zum einen sind einige Komponenten wie etwa der Schwefelwasserstoff, der sich vor allem aus der gemeinsamen Ablagerung von Hausmüll und sulfathaltigen Sonderabfällen bildet[77], Träger von unangenehmen Geruchsstoffen, zum anderen geht aber ein akutes Gefährdungspotential von diesen Gasen aus. Zwar kann man normalerweise unterstellen, daß die Deponiegase in ihrem verdünnten Vorkommen in der Atmosphäre ungiftig sind. Treten sie allerdings in konzentrierter Form in geschlossenen Gebäuden auf, besteht die Gefahr, daß sie aufgrund des Gehaltes an Kohlendioxid stark giftig und sauerstoffbegrenzend, d.h. für Menschen erstickend wirken; außerdem bergen sie durch den Methananteil eine Explosionsge-

---

72 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 457.
73 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 561.
74 Vgl. V. Franzius, Gefährdung durch Deponiegas. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 3, Kennziffer 4589 der Lfg. 9/81, S. 1.
75 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 459.
76 Vgl. z.B. V. Franzius, S. 3.
77 Vgl. K. Stief [I], S. 464.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

fahr. Bei Überschreiten einer gewissen Konzentrationsschwelle kann ein mit dem Deponiegas zunächst einhergehender durchaus förderlicher Effekt auf das Pflanzenwachstum in sein Gegenteil umschlagen und vor allem auf rekultivierten Deponien zu Vegetationsschäden führen[78].

Bereits bei einer Besichtigung obertägiger Deponien werden die staubförmigen Emissionen deutlich. Das Gefahrenpotential dieser Stäube kann bei einem ordnungsgemäßen Betrieb der Deponie normalerweise als relativ gering angesehen werden, da nur bei unsachgemäßer Ablagerung oder bei Funktionsstörungen schwermetall- oder asbesthaltige Stäube befürchtet werden müssen[79]. Sie zählen allerdings ebenso zu den Belastungen, die mit dem Deponiebetrieb verbunden sind, wie etwa die Verschmutzungen der Zufahrtswege, die Verwehungen leichter Abfallbestandteile (etwa Papier) und die als Überträger von Krankheitserregern durchaus beachtlichen Vogelschwärme oder Ratten, die sich auf den Deponien niederlassen[80].

Neben diesen stofflichen Emissionen sind die nicht-stofflichen Emissionen zu berücksichtigen. Hierunter fällt vor allem der Lärm[81]. Dieser entsteht nicht nur wie bei der Nutzung von Pyrolyse- und Verbrennungsanlagen durch die An- und Abfahrt der Müllwagen, sondern es kommt gerade bei den Deponien noch eine zusätzliche Belastung durch die eingesetzten Komprimiermaschinen hinzu. Die Verdichtung der Abfälle mit Hilfe von Raupen oder Kompaktoren ist nämlich mit einem nicht unerheblichen Geräuschpegel verbunden.

Gasförmige Emissionen sind nicht allein am Ort der Deponie selbst wirksam, sondern können in Abhängigkeit von Oberflächen- und/oder Wandabdichtungsgegebenheiten im Boden eine relativ breite Verteilung erfahren und bis mehrere hundert Meter in die angrenzende Umgebung abwandern[82]. Der mit dem Sickerwasser verbundene Schadstoffaustrag geht nicht allein als Immission in das Grundwasser ein, sondern kann sich auch in dem die Deponie umgebenden Gestein verteilen. Neben einer Beeinträchtigung des Mediums Wasser muß also auch mit einer Belastung des Bodens gerechnet werden. Übersicht 3 liefert einen Überblick über die Stoffströme bei der oberirdischen Deponierung.

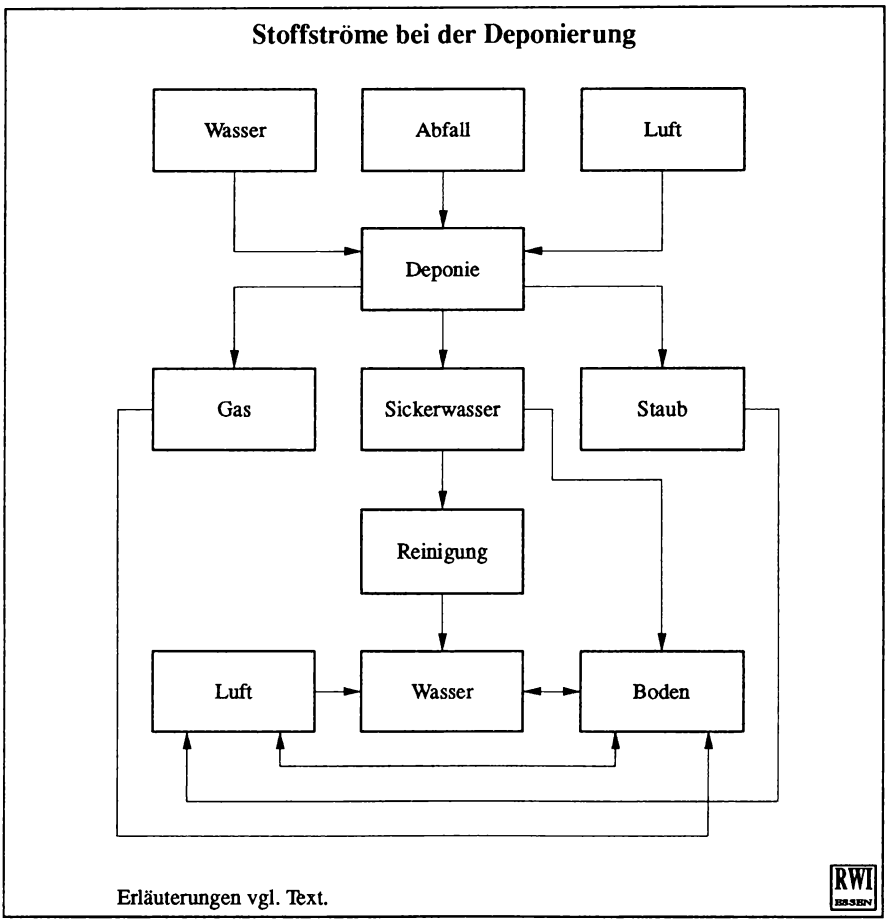
Können auch durch Behandlungsmaßnahmen wie thermische oder chemisch-physikalische Verfahren[83] die Anforderungen der TA Abfall[84] an eine oberirdische Ablagerung nicht erfüllt werden, müssen die Abfälle wegen ihres Gehalts an umweltgefährdenden Stoffen und deren leichter Löslichkeit, Langlebigkeit und einer möglichen

---

78 Vgl. z.B. K. Stief [II], S. 111ff.
79 Vgl. K. Stief [I], S. 464.
80 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 465.
81 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 465.
82 Vgl. T.C. Koch, J. Seeberger und H. Petrik, S. 70.
83 Vgl. z.B. K. Bosse, Behandlung von Sonderabfällen durch chemisch physikalische Verfahren. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 200ff.
84 Vgl. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall), Teil 1, Technische Anleitung zur Lagerung, chemischundphysikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen v. 10. April 1990 (GMBl. S. 169), Abschnitt 4.4.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 3



Bioakkumulierbarkeit von der Biosphäre abgesondert werden[85]. Mit der untertägigen Deponierung in Kavernen, Bergwerken oder Tiefbohrlöchern gehen zwar z.T. gleichförmige Probleme wie mit der Deponierung über Tage einher, teilweise fallen die Probleme dort aber nicht oder zumindest nicht im gleichen Ausmaß an. Dies ergibt sich schon daraus, daß die Untertagedeponien nicht dem ständigen Einfluß des Niederschlagswassers ausgesetzt sind. Daneben kann möglicherweise auch auf dem Flüssigkeitsgehalt des eingelagerten Abfalls beruhendes Sickerwasser besser vor dem Eintritt in das Grundwasser gehindert werden, da sich „schon in wenigen hundert Metern Tiefe" Gesteinshorizonte befinden können, „deren Formationsgewässer aufgrund geologischer Gegebenheiten nicht am natürlichen Wasserkreislauf teilnehmen und damit nicht als Transportmittel für Schadstoffe wirksam werden"[86]. In Steinkohlefor-

85 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 483f.

86 M. Langer, Die Deponierung von Sonderabfällen – Methoden, Sicherheitskriterien, Standortvoraussetzungen. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 333ff., hier S. 336.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mationen kann ein Schadstofftransport durch Grubenwasser allerdings nicht ausgeschlossen werden[87].

Die Sicherheit der geologischen Barrieren muß einer ausführlichen Prüfung unterzogen worden sein, damit hier auch z.B. Sonderabfälle endgültig abgelagert werden können. Gegenwärtig existiert allerdings noch kein praktikables und aussagefähiges Bewertungsverfahren zur Beurteilung der Langfristsicherheit von Untertagedeponien für nicht-radioaktive Abfälle[88]. Die Langzeitsicherheit dieser untertägigen Deponien ist erforderlich, weil die umweltschädigenden Eigenschaften der Abfälle z.T. über sehr lange Zeiträume bestehen bleiben[89]. Es bleibt somit immer zu berücksichtigen, daß zukünftige Einwirkungen auf die Gesteinsformationen nicht vollständig prognostizierbar sind und durchaus durch Erdbewegungen o.ä. eine momentan sicher erscheinende Untertagedeponie zu einem späteren Zeitpunkt z.B. Risse aufweisen kann, die eine ungehinderte Schadstoffdiffusion ermöglichen. Allerdings ist selbst bei einem tatsächlich stattfindenden Schadstoffaustrag die untertägige Deponierung etwa in Salzkavernen deshalb von Vorteil, weil die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers gering ist und insofern auch ein möglicher Austritt von Schadstoffen langsamer zu Beeinträchtigungen der Umgebung führen würde. Zudem ist auch der Abstand zwischen Abfällen und Biosphäre höher, so daß die Schadstoffe beim Eintritt in diese stärker verdünnt sind als bei der direkten Emission durch eine oberflächennahe Deponie[90]. Bestimmte Emissionen wie die staubförmigen Verwehungen sind zwar bei dieser Verbringungsart auszuschließen, andere – etwa die Gasbildung und die damit einhergehende Explosionsgefahr – sind aber nach wie vor gegeben.

4.4. Abfallkompostierung

4.4.1. Technische Ausgestaltung

Die Abfallkompostierung soll an dieser Stelle deshalb kurz behandelt werden, weil sie in der Literatur teilweise statt unter die Verwertungs- unter die Beseitigungsverfahren subsumiert wird[91]. Bei der Kompostierung, d.h. der biologischen Behandlung von getrennt oder vermischt gesammeltem kompostierbarem Abfall, „werden dessen leichtzersetzliche organische Bestandteile in einem Rotteprozeß unter Sauerstoffzufuhr und unter Wärmeentwicklung so abgebaut, daß ein hygienisiertes Endprodukt entsteht"[92]. Die Kompostierung kann zum einen privat für den Eigenbedarf zur Düngung des Gartens oder landwirtschaftlich genutzter Flächen erfolgen; dann ist davon auszugehen, daß eine getrennte Sammlung der zur Kompostierung geeigneten Materialien – wie pflanzliche Abfälle, Papier, Pappe – erfolgt. Zum anderen ist eine zentrale Handhabung dieses Verfahrens möglich. Dazu müssen bestimmte technische

87 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 498.
88 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 497.
89 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 484.
90 Vgl. D. Appel, Antworten zu Themenkomplex III: Deponierung von Sonderabfällen. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 363ff., hier S. 368f.
91 Vgl. G. Hartkopf und E. Bohne, Umweltpolitik 1. Grundlagen, Analysen und Perspektiven. Opladen 1983, S. 441.
92 K. Müller und M. Holst, S. 122.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Vorkehrungen getroffen werden, so z.B. die Sammlung, der Transport und die Anlage des Rotteplatzes sowie die Sickerwassererfassung[93]. Da gewährleistet sein muß, daß keine unerwünschten Stoffe wie Kunststoffe, Glassplitter und schwermetallhaltige Materialien eingebracht werden, weil ansonsten mit einem schlechteren oder unmöglichen Absatz des Kompostes zu rechnen ist, ergibt sich ein relativ hoher Preis für dieses Verfahren. Insofern ist davon auszugehen, daß sich die Zahl der Kompostwerke, die 1984 schon lediglich bei 28 für die gesamte Bundesrepublik lag[94], kurz- bzw. mittelfristig nicht wesentlich erhöhen wird. Schätzungen haben ergeben, daß der Anteil des Hausmülls bzw. der hausmüllähnlichen Abfälle, der in zentralen Anlagen kompostiert wird, im Jahr 2000 bei etwa 2 vH liegen wird[95].

4.4.2. Emissionsverhalten

Eine vor allem mit Kompostierungsanlagen verbundene Beeinträchtigung ist die mit der Verrottung einhergehende Geruchsbildung[96]. Diese kann dann besonders intensiv werden, wenn in Kompostwerken auch Klärschlämme behandelt werden. Je nach Ausgestaltung des Anlagenbetriebes können in mehr oder weniger starkem Umfang Staubemissionen auftreten. In die Medien Wasser und Boden können durch Niederschläge und Auswaschungen Emissionen in Form von Schwermetallen und pathogenen Keimen erfolgen[97].

---

93 Vgl. K. Müller und M. Holst, S. 56.

94 Vgl. M. Holst, Durchsetzungsprobleme von Abfallentsorgungsanlagen – Sachstand, Ursachen und Wege zur Problembewältigung. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 12 (1989), S. 185ff., hier S. 188.

95 Vgl. U. Adler, Umweltschutz und Baubedarf – Perspektiven bis 2000. „Ifo-Schnelldienst", Jg. 43 (1990), Heft 1-2, S. 9ff., hier S. 16.

96 Die Intensität dieser Gerüche wird in vehementen Anwohnerprotesten deutlich. Eine relativ ausführliche Darstellung anhand von Beispielen findet sich bei K. Müller und M. Holst, S. 322ff.

97 Vgl. P. Günther, Klärschlamm: Umweltpolitische Herausforderung? In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), S. 129ff., hier S. 139.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zweites Kapitel

Risikopotentiale von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen

1. Abgrenzung des Risikobegriffs

Mit den Schadstoffemissionen aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen geht ein Risiko einher, das sich durch Schäden bei Menschen, Tieren, Pflanzen und Sachen realisieren kann. Dieses Risiko setzt sich aus den Komponenten Schaden (S) und Eintrittswahrscheinlichkeit (w) des Schadens zusammen. Es sind Fälle zu unterscheiden, bei denen beide, einer oder keiner dieser Bestandteile bekannt sind. Sind beide bekannt, wird in der Literatur von Entscheidungen unter Risiko gesprochen. Ist die Eintrittswahrscheinlichkeit dagegen nicht bekannt, erfolgen Entscheidungen unter Ungewißheit[1]. Sind auch die Schäden nicht bekannt, können Entscheidungen nicht mehr aufgrund eines rational nachvollziehbaren Entscheidungskriteriums getroffen werden.

Hinsichtlich der Entscheidungen unter Risiko geht die versicherungswirtschaftliche bzw. technische Definition von einer multiplikativen Verknüpfung der beiden Größen aus und ermittelt insofern den Erwartungswert der Schädigung EWS, also das Risiko R, als[2]

(3) $$R = EWS = w \cdot S.$$

Ganz allgemein kann man somit Risiko im versicherungswirtschaftlichen Sinne definieren als „die auf einen Kreis von möglicherweise Betroffenen und auf eine

1 Vgl. W. Mag, Grundzüge der Entscheidungstheorie. München 1990, S. 74.

2 Vgl. z.B. O. Renn, Risikowahrnehmung – Psychologische Determinanten bei der intuitiven Erfassung und Bewertung von technischen Risiken. In: G. Hosemann (Hrsg.), Risiko in der Industriegesellschaft. Analysen, Vorsorge und Akzeptanz. (Erlanger Forschungen, Reihe B, Naturwissenschaften und Medizin, Band 19.) Erlangen 1989, S. 167ff., hier S. 168f.; H. Karl [I], Ökonomie öffentlicher Risiken in Marktwirtschaften. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 16 (1987), S. 217ff., hier S. 218; F. Böckle, Zur ethischen Bewertung von Risiken. In: G. Hohlneicher und E. Raschke (Hrsg.), Leben ohne Risiko? Ein Beitrag zur umweltorientierten Risikoabschätzung und -akzeptanz. Köln 1989, S. 194ff., hier S. 200.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 4

Schadensmatrix 1			
	s_1	s_2	EWS
a_1	w = 0,4 S = 1 000	1 – w = 0,6 S = 2 000	1 600
a_2	w = 0,7 S = 200	1 – w = 0,3 S = 3 000	1 040
Erläuterungen vgl. Text.			RWI ESSEN

Zeitspanne, in der der Schaden möglich ist, bezogene Höhe der Gefahr"[3]. Die oben genannte Definition schränkt diese Abgrenzung insofern ein, als sie sich auf ein einziges mögliches Schadensereignis, das mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit eintritt oder auch nicht, bezieht[4].

In Übersicht 4 wird die Problematik verdeutlicht: Es sei angenommen, ein Abfallerzeuger stehe vor dem Problem, seine Abfälle abzulagern oder zu verbrennen. Die Deponierung entspricht dabei der Strategie a_1, die Verbrennung der Strategie a_2. Es können nun zwei Schadensereignisse s_1 und s_2 aufgrund von bestimmten stofflichen Emissionen eintreten. Die Eintrittswahrscheinlichkeit für s_1 betrage in Abhängigkeit vom Beseitigungsverfahren bei der Deponie 0,4, bei der Verbrennungsanlage 0,7, so daß sich Komplementärwahrscheinlichkeiten für s_2 von 0,6 und 0,3 ergeben. Der monetäre Wert von s_1 entspricht bei der Deponie einem Verlust von 1000 Geldeinheiten, der von s_2 einem solchen von 2000 Geldeinheiten. Die entsprechenden Werte für die Verbrennung seien 200 und 3000 Geldeinheiten. Für die Deponierung ergibt sich somit ein Schadenserwartungswert EWS in Höhe von 1600 Geldeinheiten, für die Verbrennung einer in Höhe von 1040 Geldeinheiten. Richtet sich der Abfallerzeuger c.p. am Erwartungswert des Verlustes aus, wird er sich zur Beseitigung seiner Abfälle für die Nutzung einer Verbrennungsanlage entscheiden.

Geht von der Beseitigung eines bestimmten Abfallstoffes mit Sicherheit keine Umweltgefahr aus bzw. ist genau bekannt, ob eine bestimmte Folge oder eine Kombination von Folgen auftritt, und ist, wenn diese Informationen vorliegt, bekannt, wann und wo sie auftreten[5], bedarf es keiner Risikoüberlegungen, da Entscheidungen

3 A. Kuhlmann [I], Einführung in die Sicherheitswissenschaft. Köln 1981, S. 11.

4 Vgl. A. Kuhlmann [I], S. 11f. Es existieren noch weitere mögliche Risikodefinitionen, so etwa Risiko als die Möglichkeit eines Verlustes, als die Höhe eines möglichen Verlustes oder Risiko als Varianz der Wahrscheinlichkeitsverteilung. Eine detaillierte Beschäftigung mit den verschiedenen möglichen Risikoabgrenzungen scheint aber nicht sinnvoll, da die hier gewählte Definition die Problematik der analytischen Riskoermittlung in ausreichendem Maße verdeutlicht. Vgl. C. Vlek and P.-J. Stallen, Rational and Personal Aspects of Risk. „Acta Psychologica", Amsterdam, vol. 45 (1980), S. 273ff., hier S. 276f.

5 Vgl. z.B. C. Böhret, Folgen. Entwurf für eine aktive Politik gegen schleichende Katastrophen. Opladen 1990, S. 109, und N. Lee, Economic Incentives for the Promotion of Safety and Pollution Control. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), 1. Weltkongreß für Sicherheitswissenschaft. Leben in Sicherheit. Teil 1. Köln 1990, S. 406ff., hier S. 407.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

unter Sicherheit erfolgen können. Sinnvoll ist die analytische Risikoermittlung für den in der Entscheidungstheorie als Risiko (i.S. von Knight)[6] definierten Fall, d.h. für solche Situationen, in denen empirisch ermittelte Häufigkeitsverteilungen für alle möglichen Schadensereignisse vorliegen.

Die Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten und Schadenshöhen wirft aber gerade im Bereich der Abfallbehandlung und -beseitigung vielfach Probleme auf. Zum einen ist es aufgrund mangelnder Erfahrung oftmals nicht möglich, bestimmten erwarteten Schadensereignissen empirisch fundierte Eintrittswahrscheinlichkeiten zuzuordnen[7]. In diesem Fall können eventuell subjektive Bewertungen weiterführen[8]. Zum anderen liegen häufig nur unzureichende oder keine Informationen über die möglichen Schadensereignisse vor, da es sich etwa um völlig neuartige Schäden handeln kann.

Des weiteren impliziert die multiplikative Verknüpfung der beiden Komponenten eine Gleichgewichtung; eine Handhabung, die vor allem im Bereich der technologischen Großrisiken, zu denen z.T. auch Abfallanlagen zu zählen sind, nicht mehr unumstritten ist[9], zumal hier nicht wie bei „normalen" Risiken eine Beurteilung nach Sofortschäden ausreicht, sondern auch die verzögert auftretenden Schäden und die damit verbundenen größeren Unsicherheiten bei der Gewinnung von Aussagen über Wahrscheinlichkeiten und Schadensumfängen zu berücksichtigen sind[10]. Davon abgesehen ist die Übertragung dieses technisch gewonnenen Faktors auf den einzelnen Menschen und damit auf gesundheitliche Risiken schwierig, da hier individuelle Sensibilitäten, Aufnahmewege sowie Wahrnehmungs- und Bewertungsunterschiede vorliegen.

Sind die Eintrittswahrscheinlichkeiten nicht bekannt, müssen Entscheidungen unter Ungewißheit erfolgen, soweit nicht die Laplace-Regel (Prinzip des unzureichenden Grundes) zur Anwendung kommt[11]. In diesem Fall wird für die einzelnen Ereignisse eine Gleichverteilung angenommen, so daß der Ungewißheitsfall in einen Risikofall transformiert wird.

Für Ungewißheitssituationen ist die bekannteste Entscheidungsregel das Minimax-Kriterium[12]. Hier werden den einzelnen Strategien eines Akteurs die damit verbundenen Ausprägungen von Umweltzuständen zugeordnet, beispielsweise Schadenshöhen. Zur Verdeutlichung wird auf die bereits in Übersicht 4 verwendeten Handlungsal-

---

6 Vgl. D. Schneider [I], Investition und Finanzierung. 5. Auflage, Wiesbaden 1980, S. 70.

7 Hinsichtlich der Undurchlässigkeit von Deponieabdichtungen vgl. S. Demmert und H.L. Jessberger, Konzept zur risikoanalytischen Betrachtung von Abfalldeponien. In: H.L. Jessberger (Hrsg.), Neuzeitliche Deponietechnik. Rotterdam 1990, S. 97ff., hier S. 105. Vgl. auch H. Hanusch, Nutzen-Kosten-Analyse. München 1987, S. 123, und C. Böhret, S. 109.

8 Vgl. H. Hanusch, S. 124.

9 Vgl. A. Kuhlmann [II], Moderne Risikoermittlung mit vorbeugender Schadensverhütung – Immanente Voraussetzung eines Umwelthaftungsrechts. In: F. Nicklisch (Hrsg.), Prävention im Umweltrecht. Risikovorsorge, Grenzwerte, Haftung. (Technologie und Recht, Band 10.) Heidelberg 1988, S. 179ff., hier S. 182.

10 Vgl. H.C. Binswanger, Neue Dimensionen des Risikos. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 13 (1990), S. 103ff., hier S. 106ff.

11 Vgl. W. Mag, S. 87ff.

12 Vgl. W. Mag, S. 89ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 5

Schadensmatrix 2			
	s_1	s_2	max.
a_1	1 000	2 000	2 000
a_2	200	3 000	3 000
Erläuterungen vgl. Text.			RWI ESSEN

Übersicht 6

Schadensmatrix 3			
	s_1	s_2	EWS
a_1	w = 0,4 S = 1 000	1 – w = 0,6 S = 2 000	1 600
a_2	w = 0,7 S = 200	1 – w = 0,3 S = 3 000 + Tod	1 040 + Tod
Erläuterungen vgl. Text.			RWI ESSEN

ternativen und Schadenshöhen zurückgegriffen. Der Akteur wird nun versuchen, seine Verluste zu minimieren. Er wird zu diesem Zwecke die maximalen Schadenshöhen aus Verbrennung (Strategie a_2) und Deponierung (Strategie a_1) identifizieren (3000 und 2000 Geldeinheiten) und sich für die Strategie entscheiden, die das Minimum dieser Schadensbeträge beinhaltet (vgl. Übersicht 5). Dabei handelt es sich in dem konstruierten Beispiel um die Deponierung.

Die genannten Entscheidungsregeln können eingeschränkt werden, wenn sogenannte lexikographische Ordnungen beim Entscheider zur Anwendung kommen[13]. Ihre Nutzung ist dann bedeutsam, wenn für den Entscheidungsträger bestimmte Schadensarten nicht vergleichbar sind oder er davon ausgeht, daß bestimmte Schäden physisch nicht erfaßbar sind. So kann ein Entscheider beispielsweise sämtliche sonstigen Vor- und Nachteile, die mit einer Beseitigungsanlage verbunden sind, aus dem Grunde für irrelevant erklären, daß Emissionen erfolgen können, die ihm in ihrem Schädigungspotential nicht bekannt sind. Des weiteren ist denkbar, daß bekannte Schädigungen erfolgen können, die eine eindeutige Ablehnung seitens des Akteurs hervorrufen. Übersicht 6 stellt diese Situation dar. Hier ist die Schadensmatrix aus Übersicht 4 um den Tatbestand erweitert worden, daß, sofern es bei der Nutzung der Verbrennungsanlage zum Eintritt des Schadensereignisses s_2 kommt, neben dem monetären Verlust von 3000 Geldeinheiten auch der Eintritt des Todes oder einer speziellen Erkrankung (mit bekannter oder unbekannter Wahrscheinlichkeit) zu befürchten steht. Legt nun der Akteur eine lexikographische Rangordnung fest, die möglicherweise darin besteht,

13 Vgl. W. Mag, S. 42f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

daß er für jede Handlungsalternative den eventuellen Todesfall oder spezielle Erkrankungen ausschließen möchte, wird er sich trotz der geringeren erwarteten monetären Schadenshöhe bei Verbrennungsanlagen für die Deponierung der Abfallstoffe entscheiden.

Die hier angerissenen Probleme hinsichtlich der Ermittlung von Schäden und Eintrittswahrscheinlichkeiten sollen im folgenden detaillierter behandelt werden.

2. Ermittlung und Bewertung von Schäden

2.1. Begriffsabgrenzungen

Im ersten Kapitel wurde dargestellt, daß die Existenz von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen mit dem Ausstoß und der Verbreitung verschiedenartiger Schadstoffe verbunden ist. Die Wirkungsweise dieser Belastungen ist nunmehr nicht einheitlich, sondern von verschiedenen Faktoren abhängig. Zur Behandlung der Schadenskomponente des Risikos ist es sinnvoll, zur Vermeidung von Begriffsverwirrungen die hier relevanten Termini nach bisher umgangssprachlicher Verwendung nun zu definieren und gegeneinander abzugrenzen.

Entsprechend der Definition des Umweltgutachtens 1978 sollen mit Schadstoffen solche Stoffe bezeichnet werden, „die das Potential haben, auf den Menschen, auf andere Lebewesen, auf Ökosysteme oder auch auf Sachgüter schädlich zu wirken“[14].

Unter schädlichen Wirkungen können Effekte verstanden werden, „die durch biogen, geogen oder anthropogen aus der Bio- oder Technosphäre eingebrachte Schadstoffe oder Energien an Akzeptoren entstehen und vom Menschen negativ bewertet werden“[15].

Eine schädigende Wirkung ist aber nur dann zu erwarten, wenn durch die Emission von Schadstoffen als Initialzündung die Umweltleistungen in einem solchen Maße in Anspruch genommen werden oder durch andere Schadstoffe bereits beansprucht worden sind, daß die Assimilations- und Regenerationsfähigkeit der Umweltmedien überfordert wird.

Des weiteren ist zu berücksichtigen, daß die Schadwirkung eines Stoffes aus dem Zusammenwirken verschiedener Komponenten resultiert. Hier ist vor allem an die Dosis-Wirkungs-Zusammenhänge zu denken. Es läßt sich feststellen, daß verschiedene Stoffe, die aus Abfallanlagen austreten, unterhalb einer gewissen Konzentrationsschwelle noch nicht als gefährlich einzustufen sind, worauf im folgenden noch

---

14 Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], Umweltgutachten 1978. Deutscher Bundestag, Drucksache 8/1938. Bonn 1978, S. 18.

15 Vgl. A. Junker, C. de LaRiva und R. Schwarz, Genehmigungsverfahren und Umweltschutz (vormals TA-Luft Kommentar). Praktische Umsetzung von rechtlichen und technischen Regelungen für die Zulassung und das Betreiben von Anlagen. Köln 1990, Glossar, S. 49. Dabei sind unter Akzeptoren Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Sachgüter zu verstehen, die der Gefahr von Schäden ausgesetzt sind. Vgl. A. Junker, C. de LaRiva und R. Schwarz, Glossar, S. 3.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

detaillierter eingegangen wird. Die Grenze zwischen einer nur erhöhten Belastung und beispielsweise einer Gesundheitsgefährdung ist dabei allerdings schwer zu ziehen[16]. Die Überschreitung einer solchen Schwelle ist nicht allein von der Menge der freigesetzten Stoffe zu einem bestimmten Zeitpunkt abhängig, sondern etwa auch von der Zeitdauer der Freisetzung und von der bereits vorhandenen Konzentration sowie vom zugehörigen Wirkungsmechanismus. Alle diese Komponenten müssen überprüft werden, wenn man zunächst das Gefährdungspotential und daran anschließend den tatsächlichen Schaden untersucht.

Dabei soll unter Gefährdungspotential der Umfang der Schädigungen an Akzeptoren verstanden werden, die durch eine Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage unter definierten Bedingungen zu erwarten sind. Damit sind sowohl die Gegebenheiten beim Normalbetrieb als auch bei Störfällen und nach abgeschlossener Nutzung (z.B. verfüllte Deponien) angesprochen[17].

Ganz allgemein kann man sich den Ablauf in folgender Reihenfolge verdeutlichen: In einem ersten Schritt kommt es zur Emission der Schadstoffe, die sich im weiteren als Immissionen intermedial und intramedial ausbreiten und verändern. Daran anschließend muß zunächst die Exposition[18] überprüft werden, bevor man zu den eigentlichen Schadwirkungen gelangt[19], die Folge des Gefährdungspotentials der betrachteten Anlage sind.

Dabei sind die möglichen bzw. tatsächlich entstehenden Schäden z.T. von bereits im vorausgegangenen Kapitel behandelten Einflußfaktoren abhängig. So ist etwa an die Art des zu beseitigenden Abfalls und seine stofflichen Eigenschaften sowie die Reaktionen zwischen verschiedenen Abfallstoffen sowohl bei der Deponierung als auch infolge der Erhitzung bei der Müllverbrennung und Pyrolyse zu denken. Auch die Einbautechnik bei Deponien und Sicherheitsstandards der Behandlungs- und Beseitigungsanlagen sowie klimatologische und hydrologische Gegebenheiten sind für die Art der Emissionen und ihre Ausbreitung von entscheidender Bedeutung. Dies allein ist aber zur Abschätzung der Schadenstatbestände noch nicht ausreichend. Es kann nämlich nicht von einer linearen Beziehung zwischen Ursache und Wirkung ausgegangen werden. Der ausgetretene Stoff ist in seiner Wirkung kontextbezogen, d.h. bei Anwesenheit anderer Stoffe können die isolierten Effekte der emittierten Stoffe u.U. potenziert werden. Über diese Kombinationswirkungen sind bisher nur in sehr wenigen Fällen gesicherte Kenntnisse vorhanden[20]. Damit ist nicht allein die Art und Menge der emittierten Stoffe im Hinblick auf Schadwirkungen relevant, sondern auch das Ausbreitungsverhalten (unter Berücksichtigung von metereologischen und topo-

---

16 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 503.

17 Vgl. A. Kuhlmann [I], S. 10.

18 Damit sind Eintrittsort, Dosis und Zeitdauer angesprochen. Vgl. D. Henschler, Stochastische Risiken von Stoffen: Risikoerkennung, Risikosituation, Grenzwerte. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 427ff., hier S. 429.

19 Vgl. G. Frederichs und H. Blume, Umweltprognosen. Methoden und Anwendungsprobleme der präventiven Umweltpolitik. (Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A 118.) Berlin 1990, S. 22f.

20 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 506.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

graphischen Gegebenheiten), die Schadstoffkonzentration in der Umgebung sowie die Häufigkeit der Freisetzung[21].

Hinsichtlich des Ausbreitungsverhaltens der Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen konnte in Modellrechnungen gezeigt werden, daß die höchsten Immissionskonzentrationen (Stundenmittelwerte) bei bestimmten Wetterlagen in Entfernungen zwischen 400 und 2 000 Metern um den Standort der Verbrennungsanlage auftreten. Dagegen ist die höchste durchschnittliche Zusatzbelastung über größere Zeiträume in der Hauptwindrichtung zum Anlagenstandort und in größerer Entfernung zu ihm als die Maxima der Einstundenwerte zu finden[22]. Eine Senkung der Immissionskonzentration in der näheren Umgebung der Anlage kann etwa durch eine Erhöhung des Schornsteins erreicht werden. Im Umfeld von Deponien wurden bezüglich der Grundwasserbelastungen Migrationswege von bis zu 20 Kilometern beobachtet[23]. Bei der Untersuchung der Deponiegase konnte festgestellt werden, daß diese mit zunehmender Entfernung vom Deponiestandort verdünnt werden und somit ihr Gefährdungspotential sinkt; grobe Anhaltspunkte für Immissionskonzentrationen können hier Ausbreitungsrechnungen liefern[24].

Die sich ergebenden Schäden können unter verschiedenem Blickwinkel betrachtet werden. Dabei ist an die emissionserzeugenden Ursachen (Störfälle und Daueremissionen), die Arten der Schäden (Gesundheitsschäden, d.h. Schäden, die den Menschen betreffen, materielle und immaterielle Schäden[25]) und den Eintrittszeitpunkt (direkt und zeitlich verzögert) zu denken.

2.2. Differenzierung nach Schadensursachen

2.2.1. Störfälle

Die Störfallverordnung definiert Störfälle als „eine Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs, durch die ein Stoff nach Anhang II zu dieser Verordnung frei wird, entsteht, in Brand gerät oder explodiert und eine Gemeingefahr hervorgerufen wird"[26]. Unter Gemeingefahr im Sinne der Störfallverordnung „ist eine außerhalb des gestörten Anlageteils auftretende Gefahr für die Arbeitnehmer, die Nachbarn oder die Allgemeinheit" zu verstehen, „soweit

---

21 Vgl. u.a. H.-J. Ewers, Kosten der Umweltverschmutzung – Probleme ihrer Erfassung, Quantifizierung und Bewertung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) [III], Kosten der Umweltverschmutzung. Tagungsband zum Symposium im Bundesministerium des Innern am 12. und 13. September 1985. Berlin 1986, S. 9ff., hier S. 14f.; U. Hauptmanns, M. Herttrich und W. Werner, Technische Risiken. Ermittlung und Beurteilung. Berlin u.a. 1987, S. 35f.

22 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 517f., sowie bezüglich der Immissionsverteilungen von PCDD und PCDF G. Schetter, Dioxin- und Furanemissionen aus Müllverbrennungsanlagen. Teil 2: Risikobewertung. „Müll und Abfall", Jg. 20 (1988), S. 141ff., hier vor allem S. 144f.

23 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 559.

24 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 555f.

25 Vgl. A. Endres [I], Ökonomische Grundprobleme der Messung sozialer Kosten. „List Forum", Düsseldorf, Band 11 (1981/82), S. 251ff., hier S. 260.

26 Bekanntmachung der Neufassung der Zwölften Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Störfall-Verordnung) vom 19. Mai 1988 (BGBl. I S. 625), § 2 I.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- das Leben von Menschen bedroht oder schwerwiegende Gesundheitsbeeinträchtigungen von Menschen zu befürchten sind,
- die Gesundheit einer großen Zahl von Menschen beeinträchtigt werden kann oder
- Sachen von hohem Wert, insbesondere Gewässer, Böden, Tier- oder Pflanzenbestände, geschädigt werden können, falls durch eine Veränderung ihres Bestandes oder ihrer Nutzbarkeit das Gemeinwohl beeinträchtigt würde"[27].

Die besondere Bedeutung von Störfällen liegt darin, daß ihnen im allgemeinen in der Öffentlichkeit ein starkes angsterzeugendes Gewicht beigemessen wird[28]. Dies ist darauf zurückzuführen, daß hier häufig Schadstoffe in die Umwelt gelangen, die ihrer Art nach unbestimmt sind. Unsicher sind auch die Umstände, unter denen es zur Schadstofffreisetzung kommt[29].

Im Bereich der Abfalldeponien, die nicht unter die Störfallverordnung fallen, können Störfälle beispielsweise im Auftreten von Undichtigkeiten im Barrierensystem bestehen. Hier ist etwa an Leckagen in den künstlichen Deponiebasisabdichtungen zu denken, die einen relativ ungehinderten Schadstoffaustritt über das Sickerwasser in das Grundwasser ermöglichen können, wodurch z.B. die Nutzungsmöglichkeit des Grundwassers zur Verwendung für Trink- und Brauchwasserzwecke eingeschränkt oder unmöglich wird[30]. Bei den Müllverbrennungsanlagen, die ebenso wie Pyrolyseanlagen durch die Störfallverordnung erfaßt werden, können Störfälle darin bestehen, daß es aufgrund unterschiedlicher Ursachen zu Explosionen, Bränden, Behälter- und Gehäuseversagen, Leckagen und Verstopfungen sowie zum Versagen von Aggregaten kommt[31].

Zur Untersuchung der verschiedenen möglichen Störfälle, ihrer Ursachen und Ereignisabläufe werden unterschiedliche Verfahren angewendet. Zur Aufdeckung der Schäden ohne eine Zuordnung von quantitativen Größen existieren verschiedene qualitative Prognoseverfahren, die an dieser Stelle nur kurz angerissen werden sollen. Hierbei kann zwischen deduktiven und induktiven Methoden unterschieden werden. Bei der deduktiven Methode wird ein unerwünschter Vorfall vorgegeben und versucht, alle dafür möglichen Ursachen zu ermitteln. Die induktive Methode geht umgekehrt vor und untersucht die möglichen Folgen für die Abfallbeseitigungs- oder -behandlungsanlage und die Umgebung, sofern eine bestimmte Systemkomponente ausfällt[32].

Die induktiven Methoden greifen beispielsweise auf die Ausfalleffektanalyse zurück. Diese dient dem Zweck, die Ausfallarten aller Systemkomponenten zu untersuchen,

---

27 Störfall-Verordnung, § 2 Abs. II.

28 Vgl. C. Vlek and P.-J. Stallen, S. 290.

29 Vgl. H. Siebert [I], Haftung ex post versus Anreize ex ante: Einige Gedanken zur Umweltpolitik bei Unsicherheit. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 111ff., hier S. 129.

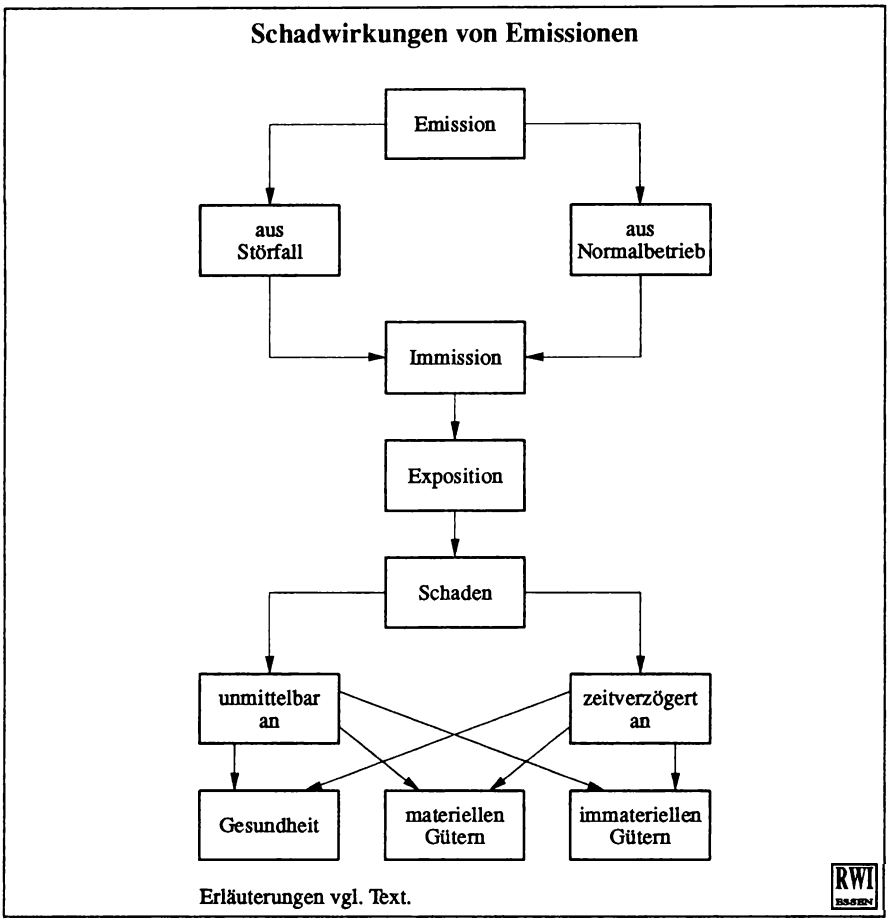
30 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [II], Altlasten. Sondergutachten vom Dezember 1989. Stuttgart 1990, S. 66ff.; W. Schulz und L. Wicke, Der ökonomische Wert der Umwelt. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 10 (1987), S. 109ff., hier S. 131ff.

31 Vgl. W. Reiling und O. Stertz, S. 528 und 532.

32 Vgl. S. Demmert und H.L. Jessberger, S. 100f.; W. Reiling und O. Stertz, S. 530ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 7



wobei die einzelnen Komponenten dahingehend überprüft werden, welche Fehler individuell bei ihnen auftreten können und welche Konsequenzen damit verbunden sind. Es kommt hier also nicht auf das mögliche Zusammenwirken einzelner Anlagenbestandteile an, sondern das Ziel ist die möglichst systematische Fehleranalyse, die vor allem im Planungsstadium sinnvoll ist und häufig als Grundlage etwa für die Fehlerbaumanalyse dient[33].

Diese Fehlerbaumanalyse wird besonders häufig bei den deduktiven Methoden verwendet. Unter einem Fehlerbaum ist eine graphische Darstellung zu verstehen, in der alle möglichen Kombinationen von Ausfällen einzelner Teile des Systems, die zu einem vorgegebenen unerwünschten Ereignis führen können, zusammengestellt werden. Es soll dadurch eine qualitative Feststellung erfolgen, welche Komponenten

33 Vgl. A. Kuhlmann [I], S. 63ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

einer Abfallanlage Fehler aufweisen müssen, um allein oder in Kombination miteinander einen angenommenen Störfall herbeizuführen. Als Beispiel kann die Deponie angeführt werden, bei der die Ursachen für Undichtigkeiten im Deponiebasissystem beispielsweise in dem Einbau ungeeigneter Materialien, fehlerhaften Schweißnähten o.ä. oder auch in mehreren dieser Fehler zusammen liegen können[34].

Durch diese unterschiedlich ermittelbaren Störfälle können Schäden jeglicher Art ausgelöst werden, die ihre Wirkung sofort oder auch erst zeitlich verzögert entfalten bzw. sichtbar werden lassen. Dies ist in Übersicht 7, die auch für die folgenden Ausführungen relevant ist, schematisch zusammengefaßt.

2.2.2. Daueremissionen

Mit den Daueremissionen ist der Tatbestand angesprochen, daß nicht ein einmaliges Ereignis oder eine einmalige Verkettung von Ereignissen ursächlich für die verschiedenen möglichen Schäden ist, sondern ein nicht zu unterbindender dauerhafter Schadstoffaustrag aus den Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen. Selbst mit modernster Filtertechnik ist in Müllverbrennungsanlagen keine Situation zu erreichen, in der nicht ein gewisser Rest von Schadstoffen an die Umgebung abgegeben wird, wobei vor allem an den Umstand zu denken ist, daß nach dem heutigen Stand der Wissenschaft nicht alle möglichen Schadstoffe bzw. Schadstoffkombinationen, die im Verbrennungsofen entstehen, bekannt sind. Daueremissionen sind auch aus Deponien in Form von Sickerwässern, Gasen und Stäuben zu erwarten.

Die besondere Problematik dieser Daueremissionen liegt darin, daß das Wissen über ihre Wirkung gering ist und bei einer Wirkungsanalyse vor allem die in den Umweltmedien vorhandenen Schadstoffe, die mit den austretenden Stoffen reagieren könnten (Synergieeffekte), mitberücksichtigt werden müßten, wenn man die Schäden bzw. Gefahrenpotentiale bei einer Standortsuche für Abfallanlagen einfließen lassen möchte.

Insgesamt läßt sich festhalten, daß die genannten Schadensarten, also Gesundheitsschäden, materielle und immaterielle Schäden, nicht nur durch einmalige Ausfälle, d.h. Störfälle, sondern auch durch im Anlagenbetrieb durchaus bekannte permanente Stoffaustritte (teilweise bekannter, teilweise unbekannter Konsistenz) ausgelöst werden können.

2.3. Differenzierung nach dem Eintrittszeitpunkt der Schäden

2.3.1. Unmittelbar eintretende Schäden

Unter unmittelbar eintretend ist hier zu verstehen, daß der Eintritt des Schadens direkt nach dem Austritt des bzw. der Stoffe aus der Abfallanlage erfolgt. Dies ist beispielsweise bei Bränden, Explosionen oder Daueremissionen dann der Fall, wenn die

34 Vgl. A. Kuhlmann [I], S. 65ff. und S. Demmert und H.L. Jessberger, S. 102ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

emittierten Stoffe allein oder in Verbindung mit anderen Stoffen bezogen auf Lebewesen akut toxisch wirken. Darunter „versteht man das Vermögen eines Stoffes, Schadwirkungen zu erzeugen, die innerhalb kurzer Zeit nach Stoffaufnahme eintreten"[35]. Es muß somit keine bestimmte Dosis erst über einen längeren Zeitraum aufgebaut werden. Dies stellt insofern eine Vereinfachung gegenüber der Situation bei den weiter unten zu behandelnden Langzeitschäden dar, als die Ermittlung des Verursachers die relativ einfach ist. Die Situation verändert sich, wenn die direkte Einwirkung zunächst bei Pflanzen, Tieren, im Boden oder in Gewässern auftritt, eine Schädigung des Menschen aber erst unmittelbar nach der Aufnahme dieser materiellen Güter eintritt. Insofern treten zwar beim Menschen keine akuten Schäden auf, allerdings bei den Tieren, Pflanzen, Böden oder Gewässern (materielle Güter), wobei aber fraglich ist, ob diese Schäden ohne Kenntnis des auf den Menschen bezogenen Folgeschadens erkannt werden.

2.3.2. Zeitlich verzögert eintretende Schäden (Langzeitschäden)

Mit den zeitlich verzögert eintretenden Schäden sind solche Schäden angesprochen, bei denen zwischen einer einmaligen Emission und einer schädlichen Wirkung oder dem Beginn einer Daueremission und dem Schadenseintritt eine längere Zeitspanne vergeht. Unter diesem Blickwinkel kann auch der Fall, daß Schädigungen beim Menschen erst nach der Aufnahme kontaminierter materieller Güter, z.B. Tieren und Pflanzen als Nahrungsmitteln, auftreten, als Langzeitschaden behandelt werden. Des weiteren können Langzeitschäden durch Summation, Akkumulation, kanzerogen oder mutagen wirkende Stoffe sowie durch Synergieeffekte verursacht werden.

Mit der Summation ist die „Summierung toxischer Einzelereignisse in Zielorganen"[36] angesprochen, d.h. es kommt zu mehreren Expositionen, die für sich allein genommen keine Wirkung herbeiführen würden, die aber in ihrer Gesamtheit z.B. ein bestimmtes menschliches oder auch tierisches Organ soweit belasten können, daß es längerfristig zu einer schädigenden Wirkung kommt.

Akkumulationsschäden erfolgen aufgrund einer Ansammlung von Schadstoffen in Organismen. Hier wird durch ein einmaliges Ereignis nicht die für eine Wirkung erforderliche Dosis eines Stoffes erreicht. Dieser hat aber solch eine lange Verweilzeit, daß durch eine nochmalige oder mehrmalige Exposition durch denselben Stoff diese Grenze überschritten wird[37].

Auch bei kanzerogenen und mutagenen Schäden kann zwischen der Exposition und dem Eintritt des Schadens eine längere Zeitspanne vergehen. „Krebs entsteht niemals akut; nach erstmaliger Aufnahme eines krebserzeugenden Stoffes vergehen beim

---

35 Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 44.

36 Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 44.

37 Vgl. Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 44. Cadmium beispielsweise reichert sich im menschlichen Körper in Nieren und Leber an. Seine biologische Halbwertzeit beträgt zehn Jahre. Quecksilber akkumuliert sich vor allem in Fischen und Schalentieren. Vgl. D. Heinrich und M. Hergt, dtv-Atlas zur Ökologie. Tafeln und Texte. München 1990, S. 175.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Menschen Jahre oder Jahrzehnte, bevor möglicherweise ein Krebs entsteht"[38]. Bei mutagenen Schäden werden die Folgen der Erbgutänderung erst in folgenden Generationen deutlich.

Erhebliche Zeitspannen zwischen Schadstoffemissionen und Schadenseintritt können auch durch Synergieeffekte verursacht werden. Dies bedeutet, daß der einzelne Schadstoff innerhalb seines Kontextes zu beobachten ist, da Reaktionen zwischen einzelnen Stoffen, die aus Abfallanlagen emittiert werden, und solchen, die bereits in der Umwelt vorhanden sind oder später in diese eingebracht werden, erfolgen können. Der Schadenseintritt erfolgt hier aber erst, wenn sich die erforderlichen Stoffe „gefunden" haben, was eine längere Zeit in Anspruch nehmen kann. Deutlich wird diese Problematik etwa bei dem in Spraydosen enthaltenen Feron. Dieser sehr beständige Stoff, der nicht nur bei der Benutzung, sondern z.B. auch bei der Zersetzung nicht entleerter Spraydosen auf Abfalldeponien freigesetzt werden kann, erreicht erst nach mehr als zwanzig Jahren die Ozonschicht und kann dann unter Einbezug der Sonnenstrahlen mit dem Ozon reagieren[39].

Eine weiter unten noch tiefergehend zu behandelnde Schwierigkeit im Zusammenhang mit Langzeitschäden liegt in der Verursacherzurechnung, da die Schäden möglicherweise erst nach einer solchen Zeitspanne ersichtlich werden, daß die Verursacher Behandlungs- und Beseitigungsanlagen nicht mehr betreiben bzw. Deponien schon längere Zeit verfüllt sind.

2.4. Differenzierung nach Schadensarten

2.4.1. Gesundheitsschäden

Bezüglich der Gesundheitsschäden stellt sich zunächst die Frage, was unter Gesundheit bzw. unter Krankheit zu verstehen ist. Im Sinne der WHO ist unter Gesundheit ein „Zustand vollständigen körperlichen, seelischen und sozialen Wohlbefindens und nicht nur des Freiseins von Krankheiten"[40] zu verstehen. Dabei ist die höchstmöglich erreichbare Form eines solchen Gesundheitszustandes im Entwicklungsprozeß anzustreben. Die Grenze zur Krankheit ist allerdings schwierig zu ziehen. „Aus dem Bereich gesunder Reaktionen mit statistisch ermittelten Normalbereichen einzelner meßbarer physiologischer und psychologischer Parameter gelangt man durch Überschreiten der Normalbereiche mit fließendem Übergang in den Bereich der Erkrankungen"[41]. Diese Erkrankungen können auch durch Umweltschadstoffe ausgelöst werden, wobei die Schädigung der Gesundheit sowohl irreversibel (d.h. sowohl durch Unterbindung der Emission schadensauslösender Stoffe als auch durch Behandlung nicht rückgängig zu machen, also bleibend) als auch reversibel, d.h. vorübergehend sein kann. Die Rückkehr zum Normalbereich der gesundheitlichen Befindlichkeit kann sowohl durch Entfernung der Schadstoffe, durch Behandlung als auch ohne jede

38 Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 45f.
39 Vgl. H. Siebert [I], S. 116.
40 Gründungserklärung der Weltgesundheitsorganisation vom 22. Juni 1946, zitiert nach: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], Umweltgutachten 1987. Stuttgart und Mainz 1988, S. 466.
41 Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 467.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Behandlung erfolgen[42]. Definiert man Schadwirkungen beim Menschen als „unerwünschte Störungen physiologischer Funktionen, die durch einen Schadstoff ... ausgelöst werden"[43], dann bezeichnet die Toxizität eines Stoffes dessen Vermögen, bei Aufnahme einer genügend hohen Dosis eben diese Schädigung zu bewirken[44].

Die Ausprägung des Schadens an der menschlichen Gesundheit kann nun verschiedene Ausmaße annehmen; dabei ist die stärkste Ausprägung der Eintritt des sofortigen Todes, gefolgt von lebensverkürzenden Expositionen. Des weiteren sind Krankheitsausprägungen in der Form von schweren oder leichten, dauerhaften oder temporären, akuten oder chronischen, körperlichen oder psychischen Erkrankungen, die auch Arbeitsunfähigkeit nach sich ziehen können, vorstellbar[45]. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß hiermit zunächst nur die direkten Auswirkungen auf die betroffenen Personen angesprochen sind und die Langzeitwirkungen, etwa auch auf nachfolgende Generationen infolge genetischer Belastungen, zusätzlich zu berücksichtigen sind[46].

Die Schadstoffaufnahme durch den Menschen kann über verschiedene Wege erfolgen. Hier ist zwischen inhalativer und oraler Aufnahme sowie einer Aufnahme über die Haut zu unterscheiden. Inhalativ, also über den Luftpfad, erfolgt vor allem eine Aufnahme von gas- und staubförmigen Schadstoffen, oral insbesondere eine solche von festen und gelösten Stoffen, die über Nahrungsmittel, Trinkwasser und Boden in den menschlichen Körper gelangen. Die Schadstoffaufnahme über die Haut erfolgt in der Regel über direkten Kontakt.

Verbrennungsanlagen belasten die Luft unmittelbar durch gas- und partikelförmige Emissionen. Eine mittelbare Belastung der Gewässer erfolgt durch Auswaschungen aus abgelagerten Verbrennungs- und Rauchgasreinigungsrückständen. Hinzu treten bei der Sondermüllverbrennung Emissionen durch Umfüllung, Lagerung und Vorbehandlung[47]. Die Emission anorganischer Schadgase ist abhängig von der Abfallzusammensetzung, der Verbrennungsführung und dem Stand der Abgasreinigung[48]. Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF), Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxide (NO_x) können lokal reizend bzw. ätzend auf die Atemwege wirken. Akute Belastungsspitzen sind für ihre Toxizität von besonderer Bedeutung[49]. Solange eine bestimmte Belastungsschwelle nicht überschritten wird, ist durch diese bei der Verbrennung emittierten Gase allerdings keine Gesundheitsbeeinträchtigung zu erwarten[50].

---

42 Vgl. zu dem gesamten Problemkreis Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 441f., S. 444 und S. 467, sowie W. Mücke, Risikoermittlung bei Umweltchemikalien. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 8 (1985), S. 221ff., hier S. 222f.

43 Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 18.

44 Vgl. Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 18.

45 Vgl. hierzu M.R. Greenberg, R.F. Anderson and K. Rosenberger, Social and Economic Effects of Hazardous Waste Management Sites. „Hazardous Waste", vol. 1 (1984), S. 387ff., hier S. 388.

46 Vgl. U. Hauptmanns, M. Herttrich und W. Werner, S. 36.

47 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 548.

48 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 518.

49 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 519.

50 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 522.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die durch Verbrennungsanlagen außerdem in die Luft ausgestoßenen Metalle, die weitgehend partikelgebunden sind, werden durch die Abfallzusammensetzung, die Verbrennungstemperatur sowie den Wirkungsgrad der Filter und der Abgaswäsche bestimmt[51]. Die Problematik dieser Stoffe liegt einerseits in ihrer Fähigkeit zur Akkumulation, andererseits in einer vielfach vermuteten kanzerogenen Wirkung. Dies ist ein wesentlicher, auch in der öffentlichen Diskussion immer wieder aufgegriffener Aspekt. Die besondere Bedeutung dieser Stoffe liegt darin, daß ihre Wirkungen im allgemeinen als irreversibel anzusehen sind[52]. Als krebserzeugend werden z.B. die aus Verbrennungsanlagen emittierten Antimon-, Arsen-, Cadmium-, Chrom- und Nickelverbindungen eingestuft. Eine Quantifizierung des kanzerogenen Risikos ist bei dem derzeitigen Wissensstand nur eingeschränkt möglich; grundsätzlich ist nach Ansicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen hier eine Minimierungsstrategie zu verfolgen[53]. Außerdem wird den Schwermetallen ein großer Einfluß auf Ungeborene zugewiesen, der über eine hohe Zahl von Schäden an Säuglingen gesunder Mütter, die diesen Stoffen ausgesetzt waren, nachgewiesen werden konnte[54]. Im Gegensatz zu anderen Schwermetallen wird Quecksilber zum großen Teil im gasförmigen Zustand aus Verbrennungsanlagen, die als relevante Quecksilberemittenten eingestuft werden können, ausgestoßen. Wesentlich ist eine orale Aufnahme über Nahrungsmittel; hier ist vor allem an den Fischverzehr zu denken, während der inhalative Weg eher vernachlässigbar ist[55].

Der Ausstoß organischer Verbindungen ist wegen des höheren Ausbrandes bei Sondermüllverbrennungsanlagen geringer als bei Hausmüllverbrennungsanlagen[56]. Zur Zeit sind allerdings nur etwa 20 bis 30 vH der emittierten organischen Schadstoffe bekannt; eine vollständige Erfassung und Bewertung ist nicht möglich[57]. Während von den Kohlenmonoxidemissionen keine nennenswerte Gesundheitsgefährdung ausgeht[58], gelten kanzerogene und mutagene Auswirkungen für die emittierten PCDD (polychlorierte Dibenzodioxine) und PCDF (Dibenzofurane) als gesichert[59]. Ca. 20 bis 30 vH der ubiquitär vorhandenen TCDD-Äquivalente[60] könnten aus dem Betrieb von Hausmüllverbrennungsanlagen stammen[61]. Die Schadstofffrachten sind bei Sonder-

---

51 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 525.

52 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 453f. Hier sind für kanzerogene sowie mutagene Stoffe die im menschlichen Körper ablaufenden Prozesse sowie die Nachweisschwierigkeiten über Tierversuche dargelegt.

53 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 526ff.

54 Vgl. W. Odzuck, Umweltbelastungen. Belastete Ökosysteme. Stuttgart 1982, S. 40.

55 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 528.

56 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 548.

57 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 530.

58 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 529.

59 Vgl. hierzu die toxikologischen Bewertungsmodelle bei G. Schetter, S. 142f. Ausführlich beschäftigen sich auch Franke u.a. mit diesem Problemkreis. Vgl. B. Franke u.a., Bewertung des Krebsrisikos durch Emissionen mit der Abluft von Müllverbrennungsanlagen. „Müll und Abfall", Jg. 22 (1990), S. 71ff.

60 Der giftigste Vertreter der Klasse der PCDD/F ist 2,3,7,8 TCDD (Tetrachlordibenzodioxin, auch Seveso-Gift genannt). Anderen Verbindungen werden analoge Wirkungsmechanismen zugeschrieben, denen dann in Abhängigkeit von der verbindungsspezifischen Wirkungsstärke Äquivalentfaktoren zugeordnet werden. Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 531f.

61 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 533.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

müllverbrennungsanlagen aufgrund der höheren Temperatur geringer[62]. Die Belastung des Menschen erfolgt dabei in erster Linie über die Aufnahme von Nahrungsmitteln und nur nachgelagert inhalativ[63].

Hinsichtlich der festen Rückstände aus der Verbrennung und Abgasreinigung ist die Verhinderung umweltschädigender Emissionen noch nicht zufriedenstellend gelöst[64]. So sind die Rückstände aus der Rauchgasreinigung eine relevante Quelle für den Quecksilbereintrag in Gewässer, während beispielsweise Cadmium zu Sickerwasser- und Abwasserkontaminationen beiträgt, wodurch es zur Belastung von Fischen, von Pflanzen durch Überschwemmung oder Beregnung, von Nutztieren durch Pflanzenaufnahme und von Trinkwasser kommt. Die daraus resultierende Gefährdung des Menschen gibt für den Sachverständigenrat für Umweltfragen Anlaß zur Sorge[65].

Die Wirkungen von Deponieemissionen auf Mensch und Umwelt sind aufgrund der langen Zeiträume, die bei Deponien relevant sind, schwer abschätzbar. Deponiegas kann Stoffe mit hoher Toxizität enthalten. Kanzerogene Wirkungen können durch Vinylchlorid, CKW oder Benzol ausgelöst werden, die im Deponiegas bzw. im Abgas nach Verbrennung des Deponiegases enthalten sind. Damit ist grundsätzlich ein erhöhtes Risiko verbunden, dessen Abschätzung aber vielfach nicht möglich ist. Ein kanzerogenes Risiko geht auch von Metall- und Asbeststäuben aus[66]. Die aus Deponien freigesetzten FCKW tragen zur Zerstörung der Ozonschicht und damit ebenfalls zu einer Gesundheitsgefährdung bei[67].

Das Sickerwasser aus Deponien enthält viele organische Stoffe, wobei eine Analyse allerdings zumeist fehlt, so daß eine weitergehende toxikologische Prüfung nahezu unmöglich ist. Bei diesen Stoffen handelt es sich teilweise um persistente, akkumulierende sowie kanzerogene bzw. mutagene Stoffe[68], woraus sich Grund- und damit Trinkwasserbelastungen ergeben können[69]. Diese Wirkungen stellen nicht nur eine kurzfristige Gefährdung dar, sondern es besteht bei Deponien zusätzlich das Problem der Langlebigkeit. Auch nach 20 Jahren ist die Sickerwasserzusammensetzung weit von einem umweltverträglichen Zustand entfernt. Dabei ist zudem noch mit einer Mobilisierung der im Kunststoff enthaltenen Kohlenstofffraktion sowie mit einer Freisetzung von Schwermetallen durch saure Niederschläge zu rechnen[70]. Zudem können Deponien undicht werden, bevor die Schadstoffe im Sickerwasser eine ungefährliche Konzentration erreicht haben, so daß hier auch ein erhebliches Schadenspotential durch Störfälle vorliegen kann.

---

62 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 548.
63 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 540f.
64 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 548.
65 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 546f.
66 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 557.
67 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 568.
68 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 558.
69 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 559ff.
70 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 562.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die genannten Effekte sollen nur als Beispiele dienen, um die Gesundheitsgefährdung durch Umweltschadstoffe zu verdeutlichen[71]. Inwieweit diese Schadstoffe tatsächlich zu Schäden führen, ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Hier ist zunächst die unterschiedliche Empfindlichkeit einzelner Personengruppen zu nennen. Kinder, chronisch Kranke und alte Menschen sind in diesem Zusammenhang wesentlich stärker gefährdet als gesunde Erwachsene[72]. So haben Kinder bezogen auf ihr Körpergewicht ein höheres Atemvolumen als Erwachsene und können daher stärker mit Schadstoffen belastet werden; hinzu kommt, daß vor allem durch kleinere Kinder während des Spiels über Hand-zu-Mund-Kontakt Boden aufgenommen wird[73].

Außerdem spielt die Konzentration des Stoffes, die in den Umweltmedien letztlich vorhanden ist, und die Zeitdauer, der die einzelne Person dem Stoff ausgesetzt ist, eine Rolle. Bezüglich der irreversibel wirkenden kanzerogenen und mutagenen Stoffe muß davon ausgegangen werden, daß eine kritische Schwelle, ab deren Erreichen mit Gesundheitseffekten zu rechnen ist, nicht besteht[74]. Für andere Stoffe kann dagegen beobachtet werden, daß erst ab einer bestimmten Dosis schädliche Wirkungen befürchtet werden müssen. Dazu kann in toxikologischen Studien die maximale Dosis ohne beobachtbare Effekte ermittelt werden. Der so festgelegte Wert wird als NOAEL-Wert (no-observed-adverse-effect-level) bezeichnet[75].

Hier stellt sich allerdings ein Meßbarkeitsproblem, da man im allgemeinen allein schon aus rechtlichen Gründen nicht von Ergebnissen bei menschlichen Versuchsobjekten ausgehen kann, sondern die in Tierversuchen gewonnenen Erkenntnisse auf den Menschen übertragen muß. Tiere weisen aber in wesentlichen Punkten wie etwa in Größe und Ernährungsverhalten Abweichungen vom Menschen auf[76].

Wichtig für die Bestimmung der regional u.U. betroffenen Bevölkerungsgruppen sind die Belastungspfade[77]. Bei einer Aufnahme auf dem Inhalationswege ist vermutlich (auch unter Berücksichtigung der Ausbreitung über Immissionskanäle) eine räumlich enger begrenzte Schadwirkung als bei einer Aufnahme über die Nahrungskette zu erwarten. In diesem Falle könnte es etwa durch den weiträumigen Vertrieb landwirtschaftlicher Produkte zu einer stärkeren Verbreitung des Gefahrenpotentials kommen. Somit wäre hier zur Bewertung, d.h. zur Abschätzung und Quantifizierung der möglichen Betroffenen, nicht allein die Bevölkerungsverteilung in der näheren Umgebung einer Abfallbeseitigungs- oder -behandlungsanlage zu berücksichtigen,

---

71 Weitergehende Informationen hierzu finden sich beispielsweise bei W. Schulz und L. Wicke, S. 109ff.; W. Odzuck, S. 22ff., sowie in L.B. Lave and E.P. Seskin, Air Pollution and Human Health. „Science", Washington, D.C., vol. 169 (1970), no. 3947, S. 723ff.

72 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 452.

73 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 501.

74 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 444.

75 Vgl. G. Schetter, S. 146.

76 Vgl. V.J. Feron u.a., Acute and Chronic Non-stochastic Health Risks of Substances: Risk Identification, Risk Situation, Limit Values. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 457ff., hier S. 459. Eine ausführliche Erörterung der Tierversuche und der damit verbundenen Unsicherheiten findet sich in Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 446f. sowie S. 452.

77 Vgl. zu den unterschiedlichen Belastungspfaden: B. Franke u.a., S. 74, sowie U. Hauptmanns, M. Herttrich und W. Werner, S. 35f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sondern auch die im weiteren Umland. Aufgrund der uneinheitlichen Bevölkerungsstruktur ist aber eine Abschätzung der tatsächlich Betroffenen außerordentlich schwierig. Daher müssen „Annahmen über Verzehrgewohnheiten, Aufenthaltsdauer u.a. so gewählt werden, daß tatsächlich die gesamte Bevölkerung erfaßt wird und nicht nur ein mehr oder weniger breiter statistisch ermittelter Durchschnitt ...“[78], was zur Ermittlung beispielsweise des NOAEL wesentlich ist.

2.4.2. Materielle Schäden

Von den mit der Abfallbehandlung und -beseitigung einhergehenden Schadstoffemissionen können nicht nur natürliche Personen betroffen sein, sondern die Schäden können sich auch auf Tiere und Pflanzen, Gebäude, Kunstdenkmäler usw., d.h. auf die gesamte natürliche und kultürliche Umwelt[79] des Menschen beziehen. Die Notwendigkeit für eine Beschäftigung mit diesen möglichen materiellen Schäden liegt zum einen in unterschiedlich zu begründenden Eigenrechten der Natur[80], zum anderen in dem Interesse des Menschen, die materiellen Güter in ihrer für ihn relevanten Erscheinung und Funktionsfähigkeit zu erhalten.

In der Fauna kann eine Schädigung des Organismus der Tiere in Abhängigkeit von bestimmten Schadstoffen als erwiesen angesehen werden. Sie kann sich in plötzlichem Tod der Tiere – z.B. durch die Einwirkung von Schwefeldioxid (SO_2)[81], das auch von Abfallverbrennungsanlagen ausgestoßen wird – ebenso äußern wie etwa in verringerter Freßlust, Abmagerung oder der Geburt schwächlicher Tiere[82]. Die Fortpflanzungsfähigkeit von fischfressenden Vögeln wird durch den hohen Quecksilbergehalt von Fischen gefährdet[83]. Ökotoxikologische Wirkungen können bei aquatischen Organismen in Gewässern beobachtet werden, deren Salzbelastung durch Chloride, die aus abgelagerten Verbrennungsrückständen und Abgasreinigungsprodukten in das Medium Wasser gelangen, erhöht wurde[84]. Aufgrund dieses hohen Salzgehaltes ist auch von einem zusätzlichen Aufwand bei der Trinkwassergewinnung auszugehen[85]. Durch die Deponien, deren Sickerwässer u.U. hohe Dosen des stark fischtoxischen Ammoniumions enthalten[86], kann die Belastung der Gewässer ebenfalls zunehmen, wodurch sich eine Rückwirkung auf die Fischereiwirtschaft[87] ergeben und damit auch ein direkter Bezug zur Betroffenheit der Menschen hergestellt werden kann.

Neben damit verbundenen möglichen Nutzungseinschränkungen von Gewässern kann auch die Belastung von Böden mit Schadstoffen aus Abfallanlagen deren

---

78 Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 453.
79 Zu den Begriffen vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 42.
80 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 440.
81 Vgl. W. Odzuck, S. 30.
82 Vgl. W. Schulz und L. Wicke, S. 117.
83 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 528.
84 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 545f.
85 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 545.
86 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 558.
87 Vgl. hierzu ausführlich W. Schulz und L. Wicke, S. 129f. Vgl. auch G. Frederichs und H. Blume, S. 21, und K. Müller, S. 199.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verwendungsmöglichkeiten einschränken. So sollten laut Empfehlung des Sachverständigenrates für Umweltfragen bestimmte Pflanzen auf mit Schwermetallen belasteten Böden nicht mehr angebaut werden. Ebenso kann eine Nutzung als Weideland beschränkt werden, wenn in Milch und Milchprodukten die Konzentrationen bestimmter Inhaltsstoffe nicht überschritten werden sollen[88]. Hinsichtlich der Belastungen von Böden mit PCDD und PCDF können zwar derzeit keine exakten Angaben über Konzentrationen gemacht werden, die noch eine gärtnerische oder landwirtschaftliche Nutzung zulassen würden, dennoch werden in der Literatur Belastungen genannt, bei deren Überschreiten die Nutzung des Bodens für landwirtschaftliche und auch Wohnzwecke nicht mehr uneingeschränkt möglich sein sollte[89]. Dies würde eine Nutzungseinschränkung für die verschiedenen Grundstückseigentümer und damit eine materielle Schädigung implizieren.

Für die Flora können sich die Schädigungen sowohl im Bereich der Freilandvegetation als auch beim Wald dokumentieren. Kurzfristige Emissionsbelastungen durch Fluorwasserstoff (HF) und Stickoxide (NO_x) können besonders empfindliche Pflanzen schädigen[90]. Diese und andere Stoffe, die zur allgemeinen Luftverunreinigung beitragen, führen bei der Freilandvegetation beispielsweise zu Wachstumsänderungen. Für empfindliche Pflanzen wie Obstbäume, Hafer, Roggen oder Gerste konnte ein nicht unerheblicher Ertragsverlust nachgewiesen werden[91]. Möglicherweise tragen Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen zum Waldsterben bei, da auch in diesen z.T. Schadstoffe enthalten sind, die als ursächlich für die Schädigung des Waldes angesehen werden[92]. So fördern Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF), Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxide (NO_x), wenn auch nur unbedeutend, die Bodenversauerung[93]. Speziell durch Schwefeldioxid und Chlorwasserstoff können Waldschäden in der näheren Umgebung von Verbrennungsanlagen auftreten. Dies gilt hinsichtlich des Chlorwasserstoffes vor allem für Abfallverbrennungsanlagen, in denen erhebliche Mengen PVC-haltigen Abfalls verbrannt werden[94].

Durch Schwefeldioxid können des weiteren Materialschäden hervorgerufen werden. Die daraus resultierenden Zersetzungen und Korrosionen bedingen die Notwendigkeit von erheblichen Instandhaltungsaufwendungen und insofern wirtschaftliche Verluste für die Betroffenen[95].

Materielle Schäden können auch durch den durch Kohlendioxid ausgelösten Treibhauseffekt erwartet werden; allerdings ist darauf hinzuweisen, daß die Emission dieses Stoffes aus Müllverbrennungsanlagen in der Bundesrepublik nur etwa 1vH der Gesamtemissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger ausmacht[96].

---

88 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 511.
89 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 510.
90 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 524.
91 Vgl. W. Schulz und L. Wicke, S. 118.
92 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [IV], Waldschäden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten vom März 1983. Stuttgart und Mainz 1983, S. 14ff. und S. 85ff.
93 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 524.
94 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [IV], S. 89f.
95 Vgl. W. Schulz und L. Wicke, S. 115f., und Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [IV], S. 96.
96 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 524.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2.4.3. Immaterielle Schäden

Auch unterhalb der Ebene der direkten gesundheitlichen Schädigungen kommt es zu Beeinträchtigungen des menschlichen Wohlbefindens, die einer Berücksichtigung im Rahmen der Schadensarten bedürfen. Hier sind zunächst ästhetische Aspekte angesprochen, die zum einen in der bloßen Existenz z.B. von Mülldeponien liegen, deren Anblick ein Ärgernis für die Anlieger darstellen kann, zum anderen in dem Anblick von durch Materialschäden infolge von Emissions-Immissions-Expositionsbeziehungen betroffenen Häusern, Kunstdenkmälern usw.[97] Daneben kann eine Belastung auch in Lärm, der zwar noch nicht in dem Maße auftritt, daß etwa eine Senkung der Hörfähigkeit befürchtet werden muß, und Gerüchen usw. bestehen, woraus bei den betroffenen Personen unangenehme Empfindungen resultieren können. Diese Beeinträchtigungen der „Vitalsituation"[98] können auch in verringertem Freizeit- und Erholungswert[99] bestehen.

2.4.4. Monetäre Bewertung der verschiedenen Schadensarten

Eine Integration der genannten Schadensarten in ein volkswirtschaftliches Preissystem setzt

- die Erfassung der Beeinträchtigung der Qualität der Umwelt,
- die Ermittlung des tatsächlichen oder zu erwartenden Schadensausmaßes und
- die monetäre Schadensbewertung

voraus[100]. Die Schwierigkeiten hinsichtlich der ersten beiden Punkte wurden in den vorangegangenen Abschnitten ausführlich geschildert. Soweit diese überwunden werden können, stellt sich die Frage, inwieweit physisch ermittelte Schäden in Geldgrößen bewertet werden können. Grundsätzlich müßten hierfür Marktpreise als Knappheitsindikatoren herangezogen werden; da ein Markt für die geschädigten Güter vielfach aber nicht existiert, könnten alternativ politisch-administrativ, juristisch oder im Verhandlungsweg festgelegte Preise herangezogen werden.

Vor allem im Zusammenhang mit Personenschäden stellt die monetäre Bewertung einen schwierigen Problemkreis dar. Die Heranziehung monetärer Größen ist einerseits für die Integration in ein preisgesteuertes System unerläßlich[101], stößt aber hier andererseits schon aus ethischen Gründen oftmals auf Schwierigkeiten. Beim Todes-

---

97 Vgl. A. Endres [I], S. 260.

98 T. Horlitz, Monetäre Bewertung von Umweltschäden – Ein geeignetes Instrument zur Erfassung ökologischer Folgekosten. In: H. Donner (Hrsg.), Umweltschutz zwischen Staat und Markt: Moderne Konzeptionen im Umweltschutz. Baden-Baden 1989, S. 125ff., hier S. 132.

99 Mit der Erfassung des verringerten Freizeit- und Erholungswertes befassen sich Schulz und Wicke ausführlicher, als es im Rahmen dieser Arbeit geboten scheint; vgl. W. Schulz und L. Wicke, S. 134ff.

100 Vgl. T. Horlitz, S. 130; vgl. auch A. Endres, [II], Philosophie, Leistungsfähigkeit und Grenzen der Monetarisierung externer Effekte. In: Prognos AG (Hrsg.), Externe Effekte der Energieversorgung. Baden-Baden 1991, S. 156ff.

101 Vgl. E. Franck, Risikobewertung in Technik und Wissenschaft. In: G. Hosemann (Hrsg.), S. 43ff., hier S. 63.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

risiko neigt man im allgemeinen zu der Ansicht, das menschliche Leben sei von solch hohem Wert, daß es eine Bewertung in Geldeinheiten nicht zuließe[102]. Bei Verletzungen oder Erkrankungen ergeben sich ethische Bedenken z.B. bei einem Vergleich einer großen Zahl Leichtverletzter oder -erkrankter mit einer kleinen Zahl Schwerverletzter oder akut oder chronisch Kranker[103].

Hinsichtlich der monetären Integration besteht ein Vorschlag darin, medizinische Behandlungskosten anzusetzen, wobei allerdings darauf hinzuweisen ist, daß es sich hierbei nicht um reine Marktpreise handelt[104]. Diese Kosten können aber nur eine Untergrenze darstellen, da verschiedene Komponenten nicht berücksichtigt werden, die zumindest für die individuelle Bewertung nicht unerheblich sind. Damit sind etwa Kosten durch vorübergehende oder dauerhafte Arbeitsunfähigkeit, Todesfälle im erwerbsfähigen Alter sowie Intangibilien, d.h. Schmerz und Leid gemeint[105].

Ein anderer Weg zur Ermittlung der monetären Größen ist beispielsweise der produktionsorientierte Ansatz, bei dem die zukünftigen Einkommen der möglicherweise Geschädigten bis zum Ende ihrer Lebenserwartung hochgerechnet werden[106]. Beim subjektiven Ansatz wird die individuelle Gefahrenzulage, die der einzelne für eine Erhöhung seines Todesrisikos fordern würde[107], bzw. seine Zahlungsbereitschaft für eine Minderung derselben[108], zugrundegelegt. Allerdings stellen diese Vorgehensweisen ebenfalls nur grobe Anhaltspunkte dar.

Probleme wirft auch die Bewertung materieller Schäden auf. Während beispielsweise Grundstücksnutzungen aufgrund belasteter Böden oder Aufbereitungsmaßnahmen für belastetes Wasser sofort eingeschränkt werden und relativ deutliche monetäre Konsequenzen haben, werden etwa Holzmindererträge aufgrund von Waldschädigungen häufig erst in späteren Jahren feststellbar, so daß auch eine monetäre Berechnung dessen, was der Forstwirtschaft an Ertragseinbußen zufällt, recht schwierig ist.

Das Problem der Quantifizierung materieller Schäden kann auch am Beispiel des Artenschwundes deutlich gemacht werden. Der gegenwärtige und vor allem auch der zukünftige Wert einer Art ist kaum zu ermitteln. Die künftige Entwicklung etwa der Ernährungsgewohnheiten müßte prognostiziert werden, da bestimmte Tiere oder Pflanzen jetzt oder in späteren Jahren als Nahrungsmittel fungieren können; auch medizinische Verwendungen oder die Funktion als Bioindikator sind nicht leicht

---

102 Vgl. H. Hanusch, S. 90f.

103 Vgl. P. Bützer, Sind Risiken quantitativ erfaßbar? Die Bewertung von chemischen Risiken. In: G. Yadigaroglu und S. Chakraborty (Hrsg.), Risikountersuchungen als Entscheidungsinstrument. Köln 1985, S. 310ff., hier S. 313.

104 Vgl. H. Hanusch, S. 82. Der ökonomisch unbefriedigende Gehalt dieser Bewertungsuntergrenze wurde von Siebert deutlich herausgestellt. Vgl. H. Siebert [II], Ökonomische Theorie der Umwelt. Tübingen 1978, S. 75f.

105 Vgl. W. Schulz und L. Wicke, S. 114f.

106 Eine recht ausführliche Darstellung dieses Ansatzes und daraus resultierender Kritikpunkte, wie die mangelnde Berücksichtigung individueller Risikopräferenzen, findet sich bei W. Pflügner, Nutzenanalysen im Umweltschutz. Der ökonomische Wert von Wasser und Luft. Göttingen 1988, S. 135ff.

107 Vgl. H. Hanusch, S. 91f.

108 Vgl. W. Pflügner, S. 140ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

abzuschätzen. Da die Ausrottung von Arten als irreversibel anzusehen ist, sind auch alle möglichen zukünftig damit verbundenen Nutzungsmöglichkeiten ausgeschlossen. Aufgrund der Ermittlungsschwierigkeiten ist in diesem Bereich wohl Horlitz zuzustimmen, der die Frage aufwirft, ob es nicht sinnvoller sei, hier die Kosten für den Artenschutz anzusetzen, anstatt zweifelhafte Modellrechnungen anzustrengen[109].

Relativ einfach gestaltet sich dagegen auf den ersten Blick die Berechnung der Materialschäden. Hier können die Schäden an Gebäuden z.B. in notwendigen Schutzanstrichen, die Schäden an Stahlbauten etwa in Korrosionsschutzanstrichen, für die Marktpreise bestehen, ausgedrückt werden[110]. Allerdings stellen auch diese Angaben allenfalls eine grobe Orientierungsmarke dar, da subjektive Tatbestände, wie die Beeinträchtigung der Lebensqualität durch die Umweltverschmutzung, und rein private Kosten, z.B. zusätzlicher Aufwand für die Fenster- und Textilreinigung, im allgemeinen in die Kostenschätzung nicht einfließen bzw. schwierig zu erfassen sind.

Für den Bereich der psychosozialen, d.h. immateriellen Schäden ist eine Quantifizierung und Monetarisierung der Effekte besonders schwierig, da es sich weitgehend um subjektive Empfindungen handelt, die von Individuum zu Individuum divergieren können und einer intersubjektiven Überprüfbarkeit keinen Raum lassen, zumal auch ein gewisser Gewöhnungseffekt an eine verschlechterte Umweltqualität nicht von der Hand zu weisen ist[111]. Diese immateriellen Schäden können aber ebenso wie erwartete Gesundheitsschäden insoweit deutliche monetäre Konsequenzen haben, als Grundstücks- oder Mietpreise in der Nähe von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen möglicherweise sinken.

Die Ausführungen sollten verdeutlichen, daß mit der monetären Bewertung von Schäden und mit deren Vergleichbarkeit erhebliche Probleme verbunden sein können. Die Notwendigkeit einer Bewertung ergibt sich aber daraus, daß in einem marktwirtschaftlichen System die Informationen über Knappheiten grundsätzlich über Preise vermittelt werden. Im weiteren Verlauf der Arbeit sind damit u.a. folgende Fragestellungen aufzugreifen:

- Wie soll mit künftigen Schäden umgegangen werden, die zum gegenwärtigen Zeitpunkt in ihrer physischen Existenz unbekannt sind?
- Mit Hilfe welchen Instrumentariums können und sollten erwartete Schäden in ein monetäres Steuerungssystem integriert werden?
- Wie sollen (erwartete) Schäden behandelt werden, auf deren Monetarisierung bewußt verzichtet wird?

---

109 Vgl. T. Horlitz, S. 141ff.

110 Vgl. T. Horlitz, S. 145ff.

111 Kritik an der Verfahrensweise, immaterielle Schäden und Gefährdungen in Geldeinheiten zu messen, wird von Weiß wie folgt zum Ausdruck gebracht: „Der grundsätzlich fragwürdige Ansatz ... besteht darin, daß originäre physische Bedürfnisse nach Ruhe, sauberer Luft, unverschmutztem Wasser, körperlicher Unversehrtheit in unzulässiger Weise uminterpretiert werden in Bedürfnisse nach Geldeinkommen"; D. Weiß, Infrastrukturplanung. Ziele, Kriterien und Bewertungen von Alternativen. Berlin 1971, S. 46, zitiert nach T. Horlitz, S. 134.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

3. Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten

3.1. Wahrscheinlichkeiten für Emissionen

Die dargestellten Schäden treten nicht immer mit Sicherheit auf, sondern es besteht aufgrund vielfältiger Faktoren Ungewißheit darüber, ob es zu einem bestimmten negativen Ereignis bzw. zu einer negativen Wirkung kommt. Diese Unsicherheiten können teilweise in der Eintrittswahrscheinlichkeit ausgedrückt werden; sie impliziert mangelnde Kenntnisse sowohl über den Austritt bekannter Schadstoffe als auch über daraus resultierende Schäden. Für diese beiden großen Bereiche werden unterschiedliche Verfahren zur Ermittlung der Wahrscheinlichkeiten angewendet.

Zur Gewinnung von Eintrittswahrscheinlichkeiten dafür, daß es zu Emissionen bestimmter Stoffe aus Abfallanlagen kommt, ist zunächst eine Vielzahl von Informationen erforderlich, z.B. darüber, um welche Art von Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage es sich handelt. Bei einer Deponie sind teilweise andere Faktoren zu berücksichtigen als bei Müllverbrennungsanlagen. Zwar sind bei beiden Anlagen Kenntnisse über Anlagenaufbau, Betriebsbedingungen, vorhandene Sicherheits- und Schutzeinrichtungen[112] und Art und Menge des zu beseitigenden Abfalls erforderlich. Bei Deponien sind aber zusätzlich bestimmte standortspezifische Gegebenheiten zu berücksichtigen, d.h. etwa die Niederschlagsmengen sowie die geologischen und hydrogeologischen Standorteigenschaften, die mitverantwortlich für einen möglichen Schadstoffaustrag in das Grundwasser sind. Daneben sind für Deponien auch Informationen über die künstlichen Basisabdichtungen notwendig. Bei Müllverbrennungsanlagen müssen genaue Kenntnisse über den gesamten technischen Aufbau der Anlage, d.h. erreichbare Temperatur des Verbrennungsofens, Menge, Art und Anordnung der Filter usw. vorhanden sein. Geht man davon aus, daß dieses technische Know-How voll verfügbar ist, kann man verschiedene Verfahren anwenden, um die Wahrscheinlichkeit zu ermitteln, mit der es zu einer Emission von Schadstoffen kommt.

Hierbei ist zwischen der Wahrscheinlichkeit für Daueremissionen und der Wahrscheinlichkeit, daß es aufgrund eines Störfalles zu einem Schadstoffaustrag kommt, zu unterscheiden. Bezüglich der Existenz von Daueremissionen kann grundsätzlich für alle Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen nach dem derzeitigen Stand der Technik eine Wahrscheinlichkeit von eins unterstellt werden, wenn man – wie allgemein üblich – davon ausgeht, daß Wahrscheinlichkeiten so definiert sind, daß einem absolut unmöglichen Ereignis die Wahrscheinlichkeit null, einem mit Sicherheit eintretenden Ereignis die Wahrscheinlichkeit eins und allen unsicheren Situationen eine Eintrittswahrscheinlichkeit, die zwischen diesen beiden Extremwerten liegt, zugeordnet wird. Damit ist aber nur die Wahrscheinlichkeit angesprochen, daß es zu einer irgendwie gearteten Emission aus einer Abfallanlage kommt. Werden außerdem Art und Menge der austretenden Stoffe berücksichtigt, ergibt sich eine Abgrenzung zum Störfall daraus, daß bei der Daueremission eine Wahrscheinlichkeit dafür bestimmt werden soll, daß die Emission eines Schadstoffes bzw. verschiedener Schadstoffe bestimmte für den Normalbetrieb definierte Mengen bzw. Konzentratio-

112 Vgl. U. Hauptmanns, M. Herttrich und W. Werner, S. 17.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nen nicht überschreitet. Angaben zu solchen maximal zulässigen Werten finden sich beispielsweise in der TA Luft[113].

Bei einem Störfall kommt es aufgrund eines Ausfalls des Gesamtsystems bzw. von Teilkomponenten des Systems zu einer Emission, die die für den Normalbetrieb angenommenen Werte überschreitet. Die Wahrscheinlichkeiten für Störfälle zu ermitteln, ist aufgrund der Uneinheitlichkeit dieser Vorfälle besonders schwierig[114]. In einem ersten Schritt müssen die möglichen Ereignisse, die zu Störfällen führen können, aufgezeigt werden. Diese können zum einen in anlagenexternen Gegebenheiten wie Naturereignissen in Form von Überschwemmungen oder Erdbeben liegen, die gerade für eine Deponie zu Störungen des normalen betrieblichen Ablaufs führen können, wenn sich etwa die vorhandenen Basisabdichtungen verschieben. Zum anderen können anlageninterne Entwicklungen wie das Versagen von Dichtungssystemen bei Deponien oder Explosionen, Brände und der Ausfall von Anlagenteilen in Verbrennungs- und Pyrolyseanlagen zu Störfällen führen. Auch in menschlichem Fehlverhalten können Ursachen für Störfälle liegen[115].

Die Quantifizierung kann über eine Auswertung beobachteter Entwicklungen angestrengt werden. Man könnte beispielsweise direkt aus Betriebserfahrungen die Häufigkeiten der auslösenden Ereignisse ableiten oder versuchen, die möglichen Gesamtereignisse aufgrund von Erfahrungswerten in Teilereignisse zu untergliedern, denen dann Häufigkeitswerte zugeordnet werden. Diese Verfahrensweise käme allerdings nur dann in Betracht, wenn aufgrund der Erfahrungen in ähnlich strukturierten Anlagen die Grundlage für statistisches Datenmaterial gegeben ist[116]. Dies ist aber gerade bei neueren Technologien, d.h. sowohl bei moderneren Deponien, über deren Abdichtungssysteme noch keine Langzeiterfahrungen vorliegen, als auch bei wenig erforschten Verfahren – wie der modernen Verbrennung und der Pyrolyse – schwierig. Über dieses retrospektive Verfahren[117], in dem die Erfahrungen abgelaufener Störfälle nutzbar gemacht werden sollen, könnte dann die qualitative Fehlerbaumanalyse insofern weitergeführt werden, als jedem Primärausfall eine Ausfallwahrscheinlichkeit zugeordnet, die dann über mathematische Verknüpfungen zu einer Gesamtwahrscheinlichkeit zusammengefaßt wird[118]. Geht man davon aus, daß dieses Datenmaterial nicht wie im Fall der klassischen Risikoanlayse im kerntechnischen Bereich in ausreichendem Maße vorhanden ist[119] und auch experimentelle Untersuchungen hier nicht leicht durchzuführen sind, muß man versuchen, über andere Methoden zu den Wahrscheinlichkeiten zu gelangen. Dabei wird vielfach auf subjektive Expertenschätzungen zurückgegriffen[120]. Als Alternative dazu kommen auch prognostische Verfahren in Frage, bei denen etwa durch „Dichte- und Verteilungsfunktionen von Deponie-

113 Vgl. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft – vom 27. Februar 1986 (GMBl., S. 95), Ziffer 3.3.8.
114 Vgl. C. Starr and C. Whipple, Risks of Risk Decisions. „Science", vol. 208 (1980), S. 1114ff., hier S. 1115.
115 Vgl. U. Hauptmanns, M. Herttrich und W. Werner, S. 18.
116 Vgl. U. Hauptmanns, M. Herttrich und W. Werner, S. 21.
117 Vgl. P. Bützer, S. 314.
118 Vgl. S. Demmert und H.L. Jessberger, S. 104.
119 Vgl. S. Demmert und H.L. Jessberger, S. 99.
120 Vgl. S. Demmert und H.L. Jessberger, S. 105.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

parametern wie Durchlässigkeit, Porenraum etc. die Überschreitungswahrscheinlichkeit bestimmter Schadstoffdurchtrittsmengen"[121] angegeben werden soll.

Grundsätzlich liegt aber bei Störfällen im Bereich von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen die Problematik darin, daß Kopplungen von Ausfallereignissen, die gerade besonders schwierig vorherzusehen sind, nicht auszuschließen sind. Zusätzlich ist die nicht prognostizierbare Lebensdauer der vorwiegend passiven Bauteile in der Deponie ein wesentliches Unsicherheitsmoment.

Die Güte der gewonnenen Werte für die Eintrittswahrscheinlichkeiten ist nicht zuletzt von meßtechnischen Möglichkeiten abhängig. Können z.B. bei bestimmten Ausfallereignissen nicht sämtliche potentiell bekannnten austretenden Schadstoffe erfaßt werden, wird die Wahrscheinlichkeit für deren Austritt zu niedrig angesetzt.

3.2. Wahrscheinlichkeit für das Vorhandensein von potentiell zu schädigenden Objekten am Immissionsort

Bisher wurden lediglich die Wahrscheinlichkeiten dafür betrachtet, daß es zu einer Emission kommt; um die Möglichkeit einer Schädigung zu erfassen, muß zusätzlich die Wahrscheinlichkeit dafür bestimmt werden, daß sich die eventuell schadensbetroffenen Personen und Sachen an einem Ort aufhalten, an dem die Immission der Schadstoffe stattfindet. Hierbei kann zwischen einer zeitpunktbezogenen und einer zeitraumbezogenen Betrachtungsweise unterschieden werden. Zeitpunktbezogen sind sämtliche Personen, Pflanzen, Tiere und sonstige Sachgüter in einer Immissionsregion den eingebrachten Schadstoffen ausgesetzt. Damit ist zum Zeitpunkt t_0 die Wahrscheinlichkeit für ihr Vorhandensein im Immissionsort gleich eins zu setzen.

Wird dagegen ein Zeitraum t_0 bis t_1 betrachtet, sind die zum Zeitpunkt t_1 in der Region vorhandenen potentiell zu schädigenden Objekte zwar wiederum mit einer Wahrscheinlichkeit von eins anwesend, hingegen muß es sich dabei nach Quantität und Qualität nicht um die bereits im Zeitpunkt t_0 vorhandenen Objekte handeln. Während in t_0 existierende bautechnische Anlagen und Gebäude relativ immobil sind, sie also längerfristig an einem Ort verbleiben, ist dies bei Menschen und Tieren nicht unbedingt der Fall. So kann sich die Zusammensetzung der möglicherweise zu schädigenden Objekte in einer Immissionsregion durch Ab- und Zuwanderung ändern. Diese Migrationen können einerseits durch Faktoren wie Beschäftigungsmöglichkeiten oder Freizeitwerte hervorgerufen werden, andererseits auch eine Reaktion auf potentielle Gefahren einer Behandlungs- oder Beseitigungsanlage sein. Zudem können sich Änderungen auch durch den Neubau oder Abriß von Gebäuden, den Anbau oder die Ernte von Pflanzen sowie durch Geburt und Tod von Menschen und Tieren ergeben.

3.3. Wahrscheinlichkeit für Schäden

Geht man davon aus, daß sich bestimmte Personen, Tiere, Pflanzen oder sonstige Sachen an einem mit Schadstoffen befrachteten Ort befinden, muß in einem weiteren

121 S. Demmert und H.L. Jessberger, S. 105.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schritt geprüft werden, wie wahrscheinlich es ist, daß es tatsächlich zu einer Schädigung kommt. Dafür sind zum einen Informationen über die Art und Menge der vorhandenen Schadstoffe notwendig, um das Gefährdungspotential überhaupt abschätzen zu können; allerdings reicht die Überschreitung eines gewissen Schadstoffkonzentrationswertes allein nicht aus, sondern es muß zu einem wie auch immer gearteten Kontakt dieser Schadstoffe mit den Schutzgütern kommen. Zum anderen werden aber auch Kenntnisse über die spezifischen Eigenheiten des gefährdeten Objektes wie beispielsweise einer Person benötigt, d.h., es muß bekannt sein, ob bei dem Individuum spezielle Gefährdungstatbestände existieren. Insofern kann man also nicht von einem durchschnittlichen Individuum ausgehen. Im allgemeinen muß – wie bereits erwähnt – in die Betrachtung einfließen, daß Kinder, alte Menschen und chronisch Kranke eine besondere Risikogruppe darstellen, die eine starke Sensibilität für Schadstoffe aufweist. Dazu können aber auch unbekannte Risikogruppen kommen, d.h. Personen, die auf einen bestimmten Stoff oder eine spezielle Schadstoffkombination aufgrund besonderer Dispositionen besonders empfindlich reagieren[122].

Zur Ermittlung der Wahrscheinlichkeiten für schädigende Wirkungen bestimmter Expositionen[123] ist man zunächst auf umfassende Informationen über die involvierten Schadstoffe angewiesen, wobei beispielsweise für Verbrennungsanlagen schon besondere Schwierigkeiten aufgrund der Möglichkeit des Entstehens von neuen organischen Verbindungen mit unbekanntem toxischen Potential bestehen. Geht man davon aus, daß diese Informationen gegeben sind, so kann über verschiedene Verfahren die Schadenswahrscheinlichkeit ermittelt werden. Über Experimente oder epidemiologische Studien können die einzelnen Schadstoffe und deren Wirkungen analysiert werden[124]. Dabei bedient man sich oft der Tierversuche, um die „Häufigkeit (Inzidenz) oder Häufigkeitsverteilung des Auftretens einer Schädigung in einer exponierten Population"[125] zu gewinnen.

Die so erreichte Quantifizierung ist aber mit großen Unsicherheiten behaftet, da die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Tierversuchen auf die Menschen nicht problemlos ist. Vor allem bei den indirekten Expositionspfaden (wie orale Aufnahme und Hautabsorption) bestehen große Vorhersageunsicherheiten, da detaillierte Kenntnisse über Staub- und Wasseraufnahme, Fischverzehr, Verzehr pflanzlicher Produkte usw. vorliegen müssen[126]. Zur Ermittlung dieser rein von subjektiven Komponenten bestimmten Eintrittswahrscheinlichkeit ist man auf Informationen des zu untersuchenden Individuums angewiesen, das genaue Aussagen über sein übliches Verhalten liefern muß. Generell ist anzunehmen, daß die Schadenseintrittswahrscheinlichkeiten noch am besten für ein Individuum mit genau bekanntem Krankheits- und Sensibilitätsbild zu ermitteln sind.

---

122 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 456.

123 Vgl. W. Mücke, S. 230.

124 Vgl. W. Mücke, S. 229. Für die Stadt Köln haben Franke u.a. ein Verfahren zur Quantifizierung des Krebsrisikos aus der Müllverbrennung entwickelt; vgl. B. Franke u.a. Eine eingehende Beschäftigung mit dieser Problematik würde aber an dieser Stelle zu weit führen.

125 Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 442.

126 Vgl. G. Schetter, S. 146. Die Schwierigkeit der Gewinnung dieser Informationen ist evident.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Erkennbarkeitsprobleme ergeben sich dann, wenn von einer Ursachenvielfalt ausgegangen werden muß, da die verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten unterschiedlicher Schadstoffe und etwaige allergische Reaktionen auf diese Stoffgemische nicht hinreichend abschätzbar sind.

Bezüglich materieller Güter sind die Wahrscheinlichkeiten schon genauer zu bestimmen. Bei Tieren und Pflanzen können Versuchsreihen gestartet werden, für die sich dann keine Übertragungsprobleme ergeben, für Bauwerke ist die Wahrscheinlichkeit einer Schädigung der Bausubstanz in Abhängigkeit von der Aggressivität der Stoffe und der erreichten Dosis aufgrund statistischen Datenmaterials bei bereits bekannten Schadensursachen oder über Versuche ermittelbar.

Besonders schwierig ist die Quantifizierung im Bereich der immateriellen Schäden. Hier scheinen im allgemeinen nur Befragungen mit allen damit verbundenen Unsicherheiten in Betracht zu kommen.

4. Risiko

4.1. Individuelle Risikowahrnehmung

Jeder einzelne geht im täglichen Leben in mehr oder weniger starkem Umfang Risiken ein, die ihn selbst oder sein Eigentum betreffen. Dies zeigt sich bereits deutlich bei den Gefahren, denen man sich im Straßenverkehr aussetzt. Diese verschiedenartigen Risiken werden im allgemeinen unterschiedlich wahrgenommen, was auch von kulturellen, historischen und sozialen Hintergründen des einzelnen abhängt[127]. In diesem Kontext wurden immer schon Risiken erkannt, ihre Wahrnehmung bzw. die Sensibilität gegenüber Gefährdungstatbeständen hat sich aber im Laufe der Zeit verändert. Führt man sich die Großunfälle (Seveso, Bhophal[128], Tschernobyl[129]) der letzten Jahre vor Augen, so ist eine stärkere Aufmerksamkeit möglichen Gefahrenquellen gegenüber verständlich. Inwieweit ein Individuum aber eine bestimmte Aktion oder Anlage als für sich selbst mit Gefahren verbunden erkennt, ist von Faktoren abhängig, die stark in den psychologischen Bereich hineinspielen. In der Literatur werden verschiedene solcher qualitativen Begleitumstände diskutiert, hier sollen nur die besonders relevanten vorgestellt werden.

Ein wesentliches Moment für die subjektive Wahrnehmung ist die Freiwilligkeit[130] der Übernahme von Gefahren. Die Möglichkeit der Individuen, selbst zu entscheiden, ob sie ein bestimmtes Risiko eingehen wollen oder nicht, hat einen bedeutenden Einfluß darauf, ob sie einen Umstand als gefährlich einstufen. Bei Gefahren, die man gewollt eingeht, besteht eine Bereitschaft, ein höheres empirisch „objektiv" nachweisbares

127 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 442.

128 Vgl. P. Lagadec, From Seveso to Mexico and Bhopal: Learning to Cope with Crises. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 13ff.

129 Vgl. H.-J. Haury, Die unendliche Katastrophe. „Bild der Wissenschaft", Stuttgart, Jg. 28 (1991), Heft 4, S. 44ff.; H. Schmidt, Im Stich gelassen. „Bild der Wissenschaft", Stuttgart, Jg. 28 (1991), Heft 4, S. 58ff.

130 Vgl. neben anderen O. Renn, S. 169.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Risiko zu tragen als wenn es sich um eine fremdbestimmte Konfrontation mit der Gefahr handelt[131]. Es spielt hier sicherlich das Vertrauen in das eigene Glück bzw. die eigenen Möglichkeiten im Umgang mit technischen Anlagen wie etwa Abfallanlagen eine Rolle, was dazu führt, daß die Wahrscheinlichkeit für den Eintritt eines schadenträchtigen Ereignisses eher zu gering eingestuft wird. Auf den konkreten Fall der Abfallbeseitigungsanlagen bezogen kann man davon ausgehen, daß eine Anlage am Standort eines Individuums, die erst aufgrund seiner eigenen Zustimmung errichtet wurde, nicht in gleichem Maße als risikoträchtig wahrgenommen wird wie eine durch Druck von außen (beispielsweise durch den Staat) am selben Ort errichtete Anlage. In diesem Zusammenhang sind also psychologische Faktoren neben den tatsächlichen Schadenspotentialen in Abhängigkeit z.B. von der Art der Beseitigungsanlage und der Art und Menge der eingebrachten Abfälle zu berücksichtigen.

In eine ähnliche Richtung weist auch die persönliche Kontrollierbarkeit als weiterer Faktor[132]. Das Risiko der Teilnahme am Straßenverkehr ist bekanntermaßen recht hoch. Trotzdem setzt man sich immer wieder an das Steuer eines Kraftfahrzeuges, und dies nicht zuletzt aufgrund der Annahme, daß die eigenen Fähigkeiten bezüglich der Führung eines Autos vor möglichen Gefahren schützen. Bei Müllverbrennungsanlagen oder Deponien dagegen ist diese Möglichkeit der eigenen Einflußnahme und Kontrolle nicht gegeben. Ist erst einmal eine Anlage errichtet, hat das einzelne Individuum, das in der Nähe dieser Anlage wohnt, praktisch keinen Einfluß mehr auf die tatsächliche Handhabung derselben. Die einzige Möglichkeit, die dem Individuum verbleibt, um das Risiko einer Schädigung durch Emissionen aus einer betriebenen Anlage oder einer verfüllten Deponie für sich selbst zu vermeiden oder wenigstens zu senken, ist die Abwanderung.

Damit verbunden ist die Verfügbarkeit von Informationen über das, was bei einem technischen Ausfall oder menschlichen Fehlverhalten tatsächlich geschehen kann. Hiermit ist im weitesten Sinne das Katastrophenpotential angesprochen, also, ob mögliche Unfälle tödlich für das Individuum verlaufen können, die Persistenz emittierter Stoffe u.U. so ist, daß auch künftige Generationen bedroht sind, nur besonders empfindliche Menschen gefährdet sind oder ein solches Ereignis auch für einen durchschnittlich gesunden Menschen kritisch ist oder ob es sich um reversible oder irreversible Konsequenzen handelt[133]. All diese Aspekte können, teilweise verstärkt durch die Medien, die zu einer stärkeren Verbreitung der Informationsbasis

---

131 Solche Untersuchungen sind von verschiedenen Autoren mit unterschiedlichen Testpersonen durchgeführt worden. Als Beispiel seien hier Fischhoff u.a. angeführt, die das totale jährliche Risiko von ihren Testteilnehmern bewerten ließen. Vgl. B. Fischhoff u.a., How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes Towards Technological Risks and Benefits. „Policy Sciences", vol. 9 (1978), S. 127ff. Andere Autoren haben etwas andere Ansatzpunkte gewählt, so etwa Starr, der das Risiko pro Stunde der Exposition untersucht hat. Das Ergebnis ist aber allgemein, daß die Bedeutung der gewollten bzw. ungewollten Übernahme von Risiken nicht unterschätzt werden sollte. Vgl. C. Starr, Social Benefit versus Technological Risk. „Science", vol. 197 (1969), S. 1232ff.

132 Vgl. z.B. R.C. Mitchell and R.T. Carson, Property Rights, Protest, and the Siting of Hazardous Waste Facilities. „American Economic Review", Menasha, WI, vol. 76 (1986), Papers and Proceedings, S. 285ff., hier S. 287.

133 Vgl. D. v. Winterfeldt and W. Edwards, Patterns of Conflict About Risky Technologies. „Risk Analysis", vol. 4 (1984), New York, no. 1, S. 55ff., hier S. 58ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

über solche Risikoquellen beitragen (diese eventuell aber auch verfälschen), die Wahrnehmungsschwelle herabsetzen. Die Kenntnis von katastrophalen Schäden, die durch großtechnische Anlagen ausgelöst wurden, führt dazu, daß man sich subjektiv stärker mit diesem Problemkreis auseinandersetzt und die möglichen Risiken nicht ignorieren kann. Dies gilt vor allem bei zeitlich verzögert auftretenden Schäden[134], da bei den katastrophenähnlichen Sofortschäden nicht unbedingt eine Übertragbarkeit auf die spezifischen örtlichen Gegebenheiten, denen die Person ausgesetzt ist, vorliegen muß.

Als weiteres Beispiel für die Einflußfaktoren der Risikowahrnehmung sei noch die Neuartigkeit der Gefahren genannt, d.h. bekannte Gefahrenquellen werden im allgemeinen aufgrund ihres Bekanntheitsgrades nicht mehr in demselben Umfang als risikoträchtig eingestuft wie neue; es ist eine Gewöhnung an das Risiko feststellbar[135].

Ebenso ist auf die Notwendigkeit der gefahrenträchtigen Anlage hinzuweisen[136]. Wird beispielsweise eine Pyrolyseanlage an einem bestimmten Standort, an dem schon in erheblichem Umfang Behandlungs- und Beseitigungseinrichtungen vorhanden sein mögen, als Luxus empfunden, wird ein betroffenes Individuum sich stärker mit den mit ihr möglicherweise verbundenen Bedrohungen beschäftigen als wenn bei ihm eine Einsicht in die unabdingbare Notwendigkeit der Errichtung gerade einer solchen Anlage besteht, ohne daß ihm andere, weniger risikoträchtige Alternativen möglich erscheinen.

Ganz allgemein kann davon ausgegangen werden, daß die subjektive Risikowahrnehmung, die vor allem intuitiv abläuft und sich nicht wie die bereits behandelten analytischen Risikobehandlungen auf nachprüfbare und veränderbare Tatbestände bezieht, in relativ geringem Maße auf Änderungen der Eintrittswahrscheinlichkeiten reagiert[137]. Geht man nochmals von der Definition des Risikos als multiplikative Verknüpfung zwischen Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensumfang aus, so ändert sich das versicherungstechnische Risiko auch durch geringe Wahrscheinlichkeitsveränderungen bereits fühlbar. Die subjektive Risikowahrnehmung, die vielfach eher an der Schadenshöhe im Realisationsfall des Schadens als an dessen Erwartungswert ausgerichtet ist, wird davon aber nur in geringem Umfang tangiert. Ist man einmal auf die Gefahrenträchtigkeit einer Abfallanlage aufmerksam geworden, können – wenn überhaupt – nur sehr einschneidende technologische Änderungen, die die Sicherheit dieser Anlagen in einem starken Maße erhöhen, zu einer Änderung der Risikosicht führen.

4.2. Individuelle Bewertung

Hat ein Individuum bestehende oder mögliche Risiken wahrgenommen, besteht die Notwendigkeit, mit diesen Risiken umzugehen. Schließt man die Vogel-Strauß-Vor-

---

134 Vgl. K. O'Banion, Public Reaction to the Risks of Energy Technology. „Environmental Management", Heidelberg, vol. 5 (1981), S. 329ff., hier S. 331.
135 Vgl. D. v. Winterfeldt and W. Edwards, S. 58.
136 Vgl. D. v. Winterfeldt and W. Edwards, S. 58.
137 Vgl. C. Starr and C. Whipple, S. 1117.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gehensweise einmal aus, muß sich jeder einzelne damit auseinandersetzen, welche Risiken er für sich selbst als noch tragbar ansieht, also wo seine Toleranzschwelle überschritten wird. Dabei handelt es sich zunächst zwar um die Bewertung der Risiken, letztlich entscheidend ist aber im hier interessierenden Zusammenhang die Akzeptanz einer Abfallanlage an dem Standort des Individuums oder in einer größeren oder kleineren Entfernung von diesem Standort. Dazu ist es notwendig, sich einerseits mit den Implikationen der dargestellten Risikowahrnehmung zu beschäftigen, andererseits muß die individuelle Risikoeinstellung berücksichtigt werden.

Zunächst ist davon auszugehen, daß Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen im allgemeinen tendenziell den negativen Ausprägungen der Risikowahrnehmung entsprechen, d.h. sie werden zum größten Teil nicht freiwillig an einem Standort akzeptiert, sie erscheinen im großen und ganzen als nicht oder nur sehr begrenzt kontrollierbar und bergen – wie bei der Behandlung der möglichen Schäden deutlich wurde – ein Potential für schwerwiegende Schäden.

Das Individuum müßte im folgenden den von ihm erkannten Risiken Eintrittswahrscheinlichkeiten zuordnen. Dabei ist es nicht mehr allein auf wissenschaftliche Erkenntnisse angewiesen, aufgrund derer die Wahrscheinlichkeiten ermittelt werden können, sondern es kann auch für nicht empirisch nachprüfbare Risiken aufgrund seiner intuitiven Empfindung Wahrscheinlichkeiten beibringen. Hier fließen zum einen die individuellen Sensibilitäten ein, die zu einer Erhöhung oder Senkung der für einen durchschnittlichen Menschen bestimmten Schädigungsmöglichkeiten führen. Zum anderen können aufgrund von persönlichen Empfindungen wie beispielsweise Angst oder der Schwierigkeit der Bewertung des Todesrisikos große Unterschiede zu den „objektiv" abgeschätzten Risiken bestehen[138]. Das bedeutet, daß zwei Individuen durchaus gleiche Informationen zur Verfügung haben, aber daraus aufgrund ihrer Persönlichkeit, ihres Umfeldes, ihres Vertrauens in die Wissenschaft usw. ganz unterschiedliche individuelle Schlußfolgerungen bezüglich der Einstufung einer Anlage als mehr oder weniger risikoreich ziehen können[139]. Hieran zeigt sich deutlich, daß dieser Teil der Risikohandhabung nur noch in engen Grenzen wissenschaftlich erfaßbar ist[140] und die möglichen Schäden nur einen von vielen in die Bewertung einfließenden Faktoren darstellen.

Nun kann man für bestimmte Komponenten der Risikobeurteilung Tendenzrichtungen der Abweichung von dem analytisch gewonnenen Risikowert ausmachen. So ist etwa die mentale Verfügbarkeit von Risiken dazu angetan, die Wahrscheinlichkeit für den Eintritt eines Schadensereignisses zu überschätzen. Ein ähnliches Ergebnis ist auch für den Anchoring-Effekt, d.h. bei auftretenden Assoziationen zwischen dem Risiko und einem oder mehreren bekannten schadensträchtigen Ereignissen[141], zu erwarten.

---

138 Vgl. A. Kuhlmann [II], S. 183.
139 Vgl. Kunreuther, H., Linnerooth, J. and Vaupel, J.W., A Decision-Process Perspective on Risk and Policy Analysis. „Management Science", Providence, RI, vol. 30 (1984), S. 475ff., hier S. 478.
140 Vgl. W. Mücke, S. 232.
141 Vgl. O. Renn, S. 180.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Eine Überschätzung der Schadenshöhe kann durch Unsicherheiten über die möglichen Schäden hervorgerufen werden[142]. Eine solche Situation ist bei Abfallanlagen zu erwarten, da, wie bereits erörtert, neben der Unkenntnis über Stoffwirkungen auch bislang nicht bekannte Reaktionen zwischen den verschiedenen in den Abfällen enthaltenen Stoffen ablaufen, die zur Emission unbekannter neuer Stoffgemische führen können. Aufgrund dieser Ungewißheitstatbestände hinsichtlich der Bandbreite von möglichen Schäden ist es somit denkbar, daß von Anlagengegnern der Schadensumfang wesentlich größer angesetzt wird als von wissenschaftlicher Seite.

Selbst wenn hinsichtlich der Eintrittswahrscheinlichkeiten der Schäden und der Schadenshöhen Einigkeit besteht, können die von verschiedenen Individuen aus diesen Informationen gezogenen Konsequenzen unterschiedlicher Natur sein. Bei der wissenschaftlichen Beschäftigung mit Problemen der Entscheidungsfindung unter Unsicherheit ist für solche Situationen, in denen den verschiedenen zukünftigen Umweltlagen quantitative Wahrscheinlichkeiten zugeordnet werden können, mit der Theorie des Risikonutzens (Bernoulli-Prinzip) ein rationales Verhaltensmuster entwickelt worden. Hierbei wird einer bestimmten Ausprägung der jeweiligen Zielgröße ein Risikonutzenindex zugeordnet; zusammen mit den als ermittelbar unterstellten Wahrscheinlichkeiten läßt sich dann der Erwartungswert des Risikonutzens für jede Handlungsalternative bestimmen und somit die optimale Strategie auswählen.

Die Bedingungen, unter denen die Theorie des Risikonutzens anwendbar erscheint, können hier nicht ausführlich dargestellt werden, es sei aber kurz darauf hingewiesen, daß die Wahrscheinlichkeiten, d.h. auch die subjektiv gebildeten Wahrscheinlichkeiten, dem Axiomensystem von Kolmogoroff entsprechen müssen[143]. Um die angesprochene individuelle Risikoneigung erläutern zu können, muß eines dieser Axiome, das sog. Stetigkeitsprinzip, kurz umrissen werden[144]. Dieses Axiom verlangt, daß jeder Entscheidungsträger, der zwei Alternativen gegenübersteht, von denen die eine ein sicheres Resultat, die andere dagegen zwei sich gegenseitig ausschließende Ergebnisse impliziert, bei der kontinuierlichen Veränderung der Wahrscheinlichkeiten für die Realisierung der beiden unsicheren Ergebnisse „einen stetigen Übergang von der Höherschätzung über die Gleichschätzung zur Minderschätzung"[145] der risikoreichen gegenüber der sicheren Aktion vollzieht. Anders ausgedrückt heißt das, daß es zu jeder risikoreichen Strategie mit zwei sich ausschließenden Ergebnissen und einer gegebenen Wahrscheinlichkeitsverteilung eine Aktion mit sicherem Resultat gibt, der der Entscheidungsträger den gleichen Nutzen zumißt. Das Ergebnis dieser sicheren Strategie heißt Sicherheitsäquivalent. Je nachdem, wie für einen individuellen Entscheidungsträger das Verhältnis zwischen dem Erwartungswert einer solchen unsicheren Aktion und dem Sicherheitsäquivalent ausfällt, kann man seine Risikoeinstellung einer der folgenden Klassen zuordnen:

---

142 Vgl. O. Renn, S. 181.

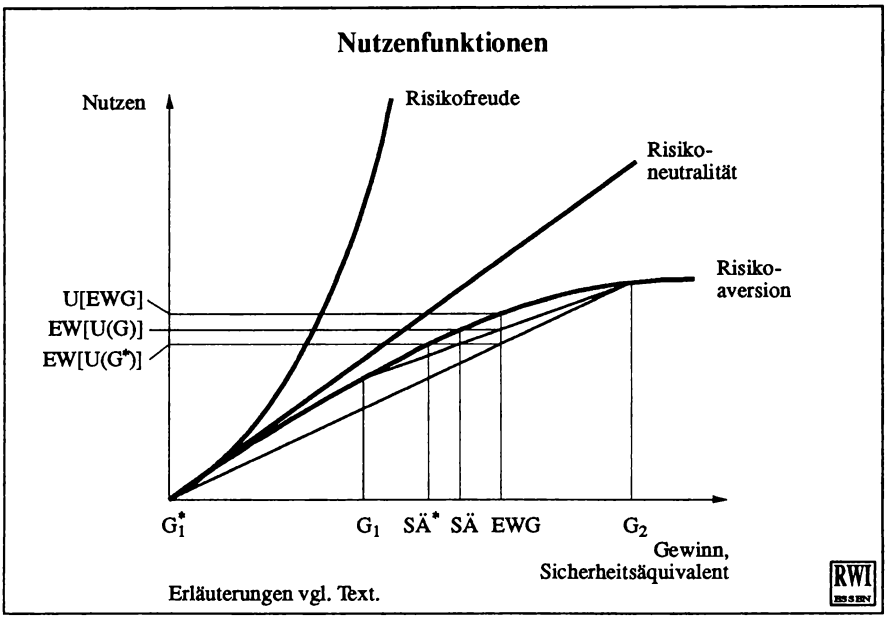
143 Vgl. z.B. D. Schneider [I], S. 61ff. und S. 119ff., und P. Albrecht, Einige Bemerkungen zur Kritik am Bernoulli-Prinzip. „Zeitschrift für Betriebswirtschaft", Wiesbaden, Jg. 52 (1982), S. 641ff., hier S. 655.

144 Vgl. ausführlich D. Schneider [I], S. 98ff., und W. Mag, S. 114ff.

145 D. Schneider [I], S. 99.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 1



- Risikoneutralität: Der Erwartungswert ist gleich dem Sicherheitsäquivalent; der Entscheidungsträger bewertet beide Aktionen gleich.
- Risikoscheu: Der Erwartungswert ist größer als das Sicherheitsäquivalent; die unsichere Aktion impliziert einen höheren Erwartungswert als das Ergebnis der mit gleichem Nutzen verbundenen sicheren Aktion, der Entscheidungsträger verlangt somit zur Gleichschätzung einen höheren Erwartungswert.
- Risikofreude: Der Erwartungswert ist kleiner als das Sicherheitsäquivalent; der Entscheidungsträger schätzt die (unsichere) Möglichkeit, eine höhere Zielerreichung zu erlangen, so hoch ein, daß das sichere Ergebnis der anderen Strategie höher sein darf als der Erwartungswert der risikoreichen Alternative.

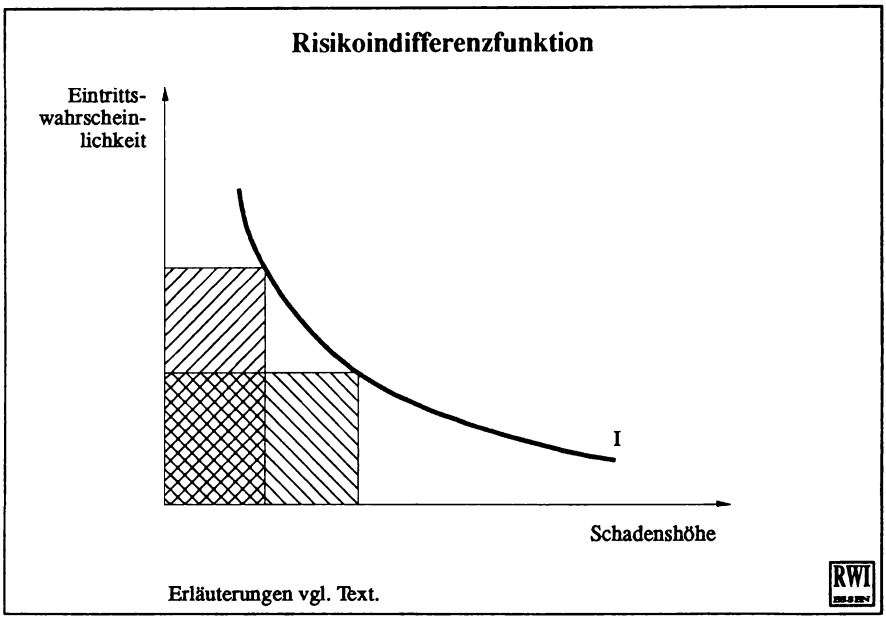
Die unterschiedlichen Risikoeinstellungen können in einem Diagramm dargestellt werden, in dem auf der Abszisse die Gewinne G aus einer Aktivität und auf der Ordinate die Nutzengrößen U abgetragen werden (Schaubild 1). Hier sind für den Fall der Risikoaversion zwei mögliche Gewinnhöhen abgetragen, wobei G_1 den Gewinn bei Eintritt eines Schadens repräsentiert, G_2 den bei Ausbleiben eines Schadens. Der Nutzen des Erwartungswertes des Gewinns U(EWG) ist höher als der erwartete Nutzen des unsicheren Gewinns EW[U(G)], was Folge dieser risikoaversen Einstellung ist. Der erwartete Nutzen des unsicheren Gewinns wird gleichgeschätzt mit dem Nutzen eines sicheren Gewinns in Höhe des Sicherheitsäquivalentes SÄ.

Risikofreudige Verhaltensweisen sollen in Anlehnung an die Literatur aus den folgenden Überlegungen ausgeklammert werden[146]. Risikoneutrale Personen richten

146 Vgl. D. Schneider [I], S. 121f., W. Mag, S. 87.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 2



ihr Verhalten am Erwartungswert von einkommensmindernden Schäden aus. Dies hat zur Folge, daß das Verhalten des Entscheiders von der Schadenshöhe unabhängig sein wird, wenn ein kleiner Schaden oft oder ein großer Schaden selten eintritt und beide denselben Erwartungswert haben[147]. Es läßt sich so in einem Diagramm, bei dem auf der Ordinate die Eintrittswahrscheinlichkeit w für den Schaden und auf der Abszisse die Schadenshöhe S abgetragen wird, eine Kurve gleichen Risikos, ausgedrückt über den Erwartungswert, konstruieren. Eine solche Indifferenzkurve erlaubt es, Aussagen über mögliche trade-off-Beziehungen zwischen Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadenshöhe zu machen (vgl. Schaubild 2). Die beiden schraffierten Flächen, die sich aus der Multiplikation von Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadenshöhe ergeben, somit dem Erwartungswert des Schadens entsprechen, haben die gleiche Größe.

Mit diesen Indifferenzkurven wird allerdings nur eine der für den Entscheidungsträger relevanten Komponenten betrachtet. Neben den möglichen Schäden, die er erleiden kann, ist auch der Nutzen, den er in Verbindung mit einer Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage sieht, von Einfluß auf die Bereitschaft des Akteurs zur Akzeptanz eines bestimmten Risikos; dieser fließt mit nicht zu unterschätzendem Gewicht in seinen Bewertungskalkül ein[148]. Dieser Nutzen dürfte bei Großanlagen für den

147 Vgl. H.C. Binswanger, S. 105ff.

148 Problematisch kann diese Austauschbeziehung allerdings insoweit werden, als die Unmittelbarkeit von Nutzenempfindungen bei Abfallbeseitigungsanlagen nicht in dem Maße wie etwa beim Ge- bzw. Verbrauch von Konsumgütern gegeben ist. Es ist fraglich, inwieweit ein Individuum sich selbst verdeutlicht, daß die Erhaltung eines bestehenden Konsumniveaus nicht zuletzt als abhängig von der Existenz von Beseitigungseinrichtungen gesehen werden muß. Hier ist allerdings zu beachten –

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

individuellen Abfallerzeuger in Relation zum möglichen Schaden recht gering sein, während er für den Anlagenbetreiber den potentiellen Schaden übersteigen kann.

Die neutrale Einstellung dem Risiko gegenüber, wie sie im Erwartungswertkriterium zum Ausdruck kommt, ist aber im Zusammenhang mit großtechnologischen Gefahren möglicherweise nicht haltbar[149]. Die gerade bei neuen Technologien – so auch Abfallanlagen – gegebene Situation, daß sich das versicherungstechnische Risiko aus kleinen Eintrittswahrscheinlichkeiten und großen Schadenspotentialen zusammensetzen kann, führt zu einer subjektiven Beschäftigung mit dem gesamten Risiko und nicht allein seiner Bestandteile. Der psychologische Effekt läßt sich dahingehend beschreiben, daß, sofern „eine große Gruppe von Menschen Opfer eines einzelnen Ereignisses wird, ... dies als Katastrophe empfunden [wird], während der Tod der gleichen Zahl von Menschen durch Ereignisse zu verschiedenen Zeiten keine Aufmerksamkeit auslöst"[150]. Aus diesem Grunde werden solche großtechnologischen Anlagen von möglicherweise negativ Betroffenen als besonders risikoreich eingestuft. Dabei werden Faktoren wirksam, die dazu führen, daß ein Störfall, bei dem es zu 1000 Todesfällen oder Erkrankungen kommt, anders bewertet wird als 1000 kleine Unfälle, bei denen es jeweils zu einem Todesfall oder einer Erkrankung kommt. Hier kommt deutlich ein Moment der Risikoaversion zum Tragen, das zu einem Risikobegriff führt, der ein psychologisches Risiko R^* beinhaltet. Die Bewertung des Schadens ist hier von seiner absoluten Höhe abhängig, was durch einen Aversionsfaktor a zum Ausdruck gebracht werden kann. Individuen bewerten dann die mit einer Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage verbundenen möglichen Schäden strenger als es gemäß dem Erwartungswertkriterium der Fall wäre. Der Aversionsfaktor hat die Dimension: 'Intensität der Risikoaversion pro Schadenseinheit' "[151]. Für das psychologische Risiko, das sich dann zu

$$R^* = w \cdot S \cdot a(S), \text{ wobei } a > 1 \tag{4}$$

ergibt, folgt daraus eine Dimension „Intensität der Risikoaversion". Die Risikoabneigung nimmt hier mit steigender möglicher Schadenshöhe zu, d.h., bei kleinen Schäden ist auch die Aversion noch relativ gering, bei sehr hohen Schadenspotentialen kann es im Extremfall sogar dazu kommen, daß ein bestimmter maximaler Schaden angegeben wird, der nicht überschritten werden darf[152]. Dies kann für Produzenten beispielsweise dann von Bedeutung sein, wenn sie ab einer bestimmten Schadenshöhe eine akute Existenzgefährdung ihres Betriebes befürchten, oder für Anlieger, die bei bestimmten Schadstoffarten und -konzentrationen mit einer Lebens- oder Gesundheitsbedrohung rechnen.

---

worauf weiter unten noch näher eingegangen wird -, daß der Nutzen nicht allein denjenigen zufließt, die auch den Schäden ausgesetzt sind; insofern kann eine extreme Überbewertung des Risikos aus einem Ungerechtigkeitsempfinden bezüglich der Lastenverteilung resultieren. Vgl. zu letzterem z.B. R.C. Mitchell and R.T. Carson, S. 287.

149 Vgl. H.C. Binswanger, S. 106ff.

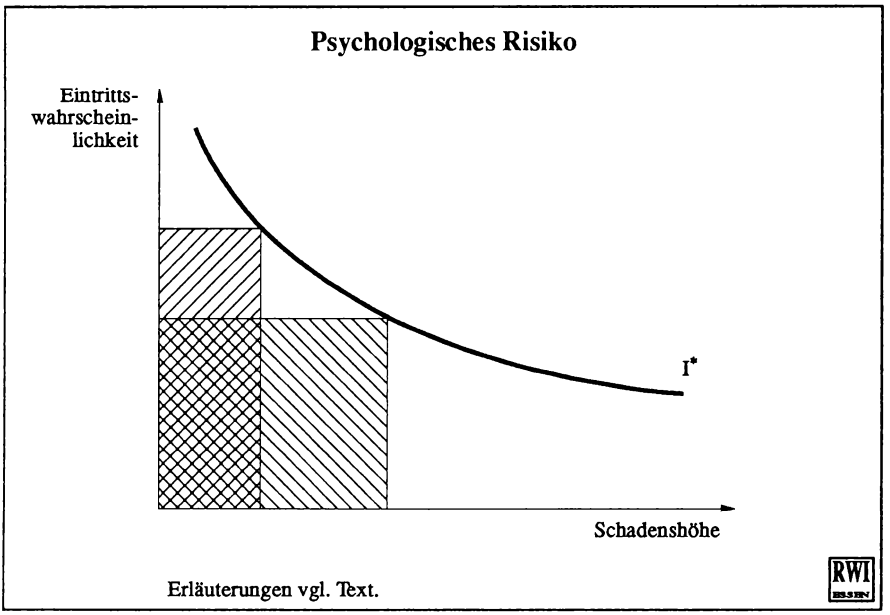
150 K. Heilmann, Technischer Fortschritt und Risiko – Wege aus der Irrationalität. In: Bundesverband der Deutschen Industrie (Hrsg.), Technischer Fortschritt und Risikobewältigung. Köln 1985, S. 36.

151 H.C. Binswanger, S. 109.

152 Vgl. T. Schneider, Ein quantitatives Entscheidungsmodell für Sicherheitsprobleme im nicht-nuklearen Bereich. In: G. Yadigaroglu und S. Chakraborty (Hrsg.), S. 113ff., hier S. 139f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 3



Auch das psychologische Risiko kann in einem Diagramm dargestellt werden, in dem wiederum auf der Ordinate die Eintrittswahrscheinlichkeit für einen Schaden, auf der Abszisse die Schadenshöhe abgetragen wird (vgl. Schaubild 3). Im Unterschied zur Indifferenzkurve I in Schaubild 2, die einen konstanten Schadenserwartungswert repräsentiert, nimmt das psychologische Risiko überproportional mit einer Reduktion der Eintrittswahrscheinlichkeiten zu. Die schraffierten Flächen sind hier nicht mehr gleich groß, sondern ihr Inhalt nimmt mit sinkender Wahrscheinlichkeit und steigenden Schäden zu. Die Kurve I^* stellt somit keine Risikoindifferenzkurve dar[153].

Dieses risikoaverse Verhalten findet seinen Ausdruck auch in Schaubild 1: Erhöht sich der mögliche Schaden bei sinkender Wahrscheinlichkeit derart, daß der Erwartungswert des Gewinns EWG konstant bleibt, der Gewinn im Schadenszustand aber auf G_1^* absinkt, so reduziert sich im Vergleich zu der Situation mit einer höheren Eintrittswahrscheinlichkeit des Schadens und einer geringeren Schadenshöhe (Gewinn G_1 im Schadenszustand) der Erwartungswert des Nutzens von EW[U(G)] auf EW[U(G^*)].

Das risikoaverse Verhalten führt zunächst grundsätzlich dazu, daß Individuen für ihre Entscheidungen nicht mehr den Erwartungswert von Schäden zugrundelegen, sondern je nach subjektiver Einschätzung einen darüber liegenden Wert. Neben der von der Risikoeinstellung abhängigen schadensbedingten Kostensteigerung ist mit Großtechnologien und ihrem geballten Schadenspotential im Vergleich zu einer Situation, in der viele Aktivitäten mit geringem Schadenspotential erfolgen, ein

153 Vgl. H.C. Binswanger, S. 109.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

weiterer kostensteigender Faktor zu berücksichtigen, der seine Ursache in den Kosten von schadensbegrenzenden Maßnahmen findet[154]. Diese sind in ihrer Höhe nicht unbedingt vom Erwartungswert des Schadens abhängig, sondern von seiner absoluten Höhe, wenn es denn zu seiner Realisation kommt[155], was dazu führt, daß sich das Risiko auch bei Zugrundelegung des Erwartungswertkriteriums um einen bestimmten Kostenbetrag erhöht. Bezeichnet man die Schadensbegrenzungskosten je realisierter Schadenseinheit mit k, so ändert sich der Wert des Risikos zu

$$R^{**} = w \cdot S + k \cdot S. \tag{5}$$

Das Risiko steigt auch hier mit der Höhe des Schadens[156].

In einem nächsten Schritt soll nun geprüft werden, wie ein einzelner Abfallerzeuger, der zugleich für die Behandlung und/oder Beseitigung seiner Abfallstoffe verantwortlich ist, unter Zugrundelegung einer ökonomisch rationalen Verhaltensweise mit den bei ihm anfallenden Abfällen verfahren wird.

154 Vgl. H.C. Binswanger, S. 109ff.

155 Binswanger nennt in diesem Zusammenhang die Kosten für Rettungswagen, die bei Großunfällen in wesentlich größerer Zahl zur Verfügung stehen und damit vorgehalten werden müssen als bei mehreren nacheinander erfolgenden Kleinunfällen. Vgl. H.C. Binswanger, S. 111. Ähnlich kann für andere personen- und umweltschutzrelevante Ausstattungen von Feuerwehren oder Katastrophenschutzdiensten argumentiert werden. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Frage, wer diese zusätzlichen Kosten trägt. Fallen Sie dem Anlagenbetreiber nicht zur Last, wird er sie naturgemäß in seinem Entscheidungskalkül nicht berücksichtigen.

156 Vgl. H.C. Binswanger, S. 111ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Drittes Kapitel

Individuelle und Mehr-Personen-Optimierungskalküle

1. Individuelle Optimierungskalküle

1.1. Entscheidungsmodell des individuellen Produzenten

Im folgenden wird ein Unternehmen betrachtet, das den mit einer Abfallbehandlungs- und -beseitigungseinrichtung verbundenen Risiken ausgesetzt ist. Zur Vereinfachung wird zunächst unterstellt, daß der Unternehmer, der den Nutzen aus der Anlage zieht, auch allein das Schadensrisiko zu tragen hat. Für die Abwägungsentscheidung des einzelnen Unternehmers ist seine eigene Zielsetzung von besonderer Bedeutung. Dabei wird im folgenden vereinfachend davon ausgegangen, daß es sich um einen gewinnmaximierenden Produzenten auf einem polypolistischen Markt handelt. Erstellt dieser ein Produkt x, so wird er bei einem Marktpreis von p* und Produktionsgrenzkosten in Höhe von K' die Menge x* produzieren (vgl. Schaubild 4).

Unter Gewinnmaximierungsüberlegungen wird er die hergestellte Menge reduzieren, wenn mit der Herstellung des Produktes die Entstehung von Abfällen verbunden ist, die ein sicheres oder unsicheres Gefahrenpotential bergen. Diese Gefährdungen können annahmegemäß zunächst nur ihn beeinträchtigen. Das Ausmaß der Produktionseinschränkung wird durch die Höhe der möglichen Schäden und die Risikoeinstellung des Produzenten bestimmt.

Unterstellt man zunächst ein risikoneutral handelndes Unternehmen, das sich zwei möglichen monetär bewertbaren Schadenszuständen S_1 und S_2 je Produkt- und Abfalleinheit gegenübersieht, die mit den Wahrscheinlichkeiten w und 1-w eintreten können (z.B. Störfall und Daueremission), wird es sein Verhalten am Erwartungswert S_N^* des Schadens ausrichten.

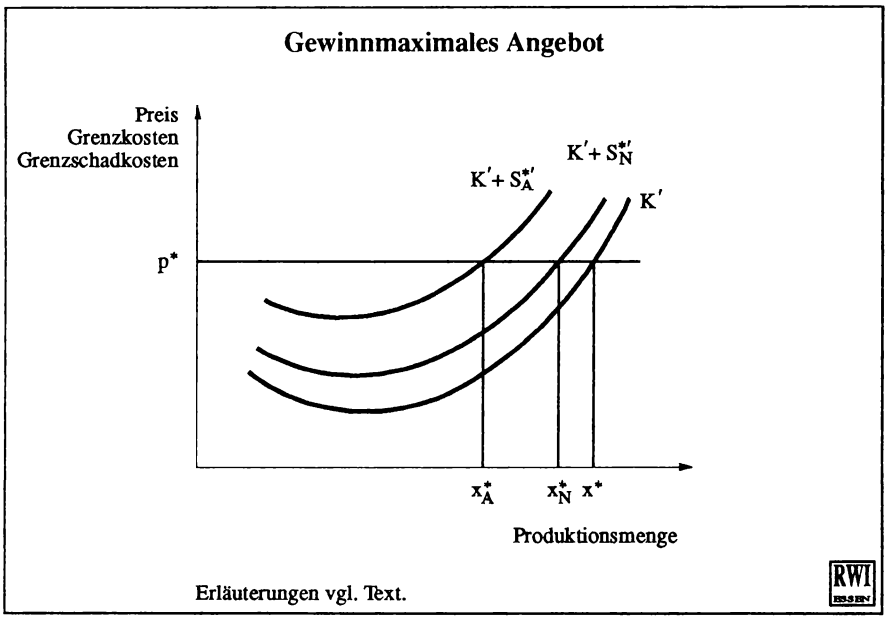
(6) $$S_N^* = w \cdot S_1 + (1 - w) \cdot S_2.$$

Unterstellt man vereinfachend, daß der Schaden im Zustand 2 eine Höhe von null annimmt, so gilt

(7) $$S_N^* = w \cdot S.$$

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 4



Addiert man zu den Grenzkosten der Produktion K' den Erwartungswert des Schadens je Produkt- und Abfalleinheit s_N^* (der damit den erwarteten Grenzschadkosten $S_N^{*'}$ entspricht), so wird der Produzent seine hergestellte Gütermenge auf x_N^* zurücknehmen. Das Ausmaß dieser Produktionsreduzierung ist davon abhängig, wie die subjektive Bewertung der Wahrscheinlichkeit und des Schadens S ausfällt, die durch Faktoren wie Freiwilligkeit, Kontrollierbarkeit, Katastrophenpotential, Neuartigkeit und Anlagennotwendigkeit bestimmt wird[1].

Dabei ist ebenfalls zu berücksichtigen, daß die Beschaffung und Auswertung von Informationen hinsichtlich der Wahrscheinlichkeiten und Schäden für das Individuum mit Kosten verbunden ist. Marginaltheoretisch betrachtet ist es so lange sinnvoll, weitere Informationen einzuholen und zu verarbeiten, wie die damit verbundenen Grenzkosten unterhalb der mit ihnen einhergehenden Grenzerlöse liegen, die hier in Form von reduzierten Schadkosten auftreten[2].

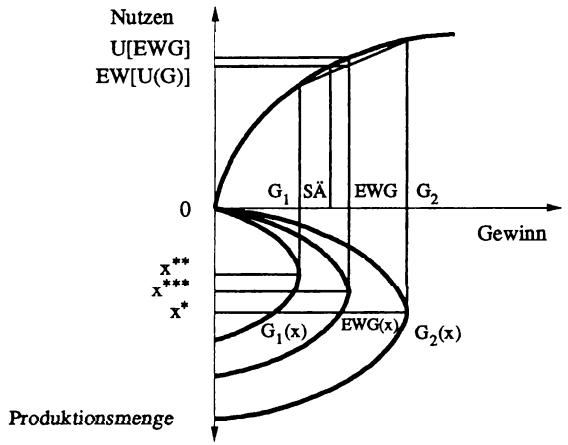
Die Arten der von dem einzelnen zu berücksichtigenden Schäden sind zum einen von den eingebrachten Abfallstoffen, den gewählten Beseitigungsverfahren und den damit verbundenen Emissionen abhängig, zum anderen von individuellen schadensfähigen Objekten. Diese Objekte können ganz unterschiedlicher Natur sein; so kann es sich um den Abfallerzeuger als Person handeln, um seine Familienmitglieder sowie um Tiere,

1 Zu den Einflußfaktoren der subjektiven Bewertung vgl. die Ausführungen im zweiten Kapitel.
2 Zu den ökonomischen Problemen der Informationsbeschaffung und -auswertung vgl. D. Schneider [I], S. 34ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 5

Angebot eines risikoscheuen Unternehmens



Erläuterungen vgl. Text.

Pflanzen und sonstige Gegenstände, die sich in seinem Besitz befinden. Gehören zur Familie des Individuums Kinder (vor allem kleinere Kinder, die durch Hand-zu-Mund-Kontakte in hohem Maße Schadstoffe über den Boden aufnehmen können), ist eine Bodenkontamination als eine relevante Schadenskomponente anzusehen. Gleiches gilt, wenn Boden etwa als Weideland oder zum Anbau von Pflanzen genutzt wird, so daß Weidetiere und Pflanzen und auf diesem Weg letztlich auch der Mensch mit Schadstoffen belastet werden. Nutzt der Abfallbeseitiger ein im Immissionsbereich der Anlage gelegenes Gewässer zum Fischfang oder als Trinkwasserreservoir, kann eine Kontamination durch Sickerwässer aus Abfalldeponien eine Nutzungseinschränkung für ihn zur Folge haben, was als Schaden anzusehen ist.

Handelt der Produzent risikoavers, wird unter sonst gleichen Bedingungen die Produktionsrücknahme im Vergleich zu einem risikoneutralen Hersteller höher ausfallen. In Schaubild 5 ist auf der Abszisse die Höhe der Gewinne, auf der Ordinate nach oben das Ausmaß des Nutzens abgetragen. Das risikoabgeneigte Individuum legt für sein Verhalten nicht den Erwartungswert des Gewinns zugrunde, sondern den Erwartungswert des Nutzens. Dies führt dazu, daß es eine wahrscheinlichkeitsbedingte Verteilung des Gewinns (G_1, w; G_2, (1–w)), die zu dessen Erwartungswert EWG führt, gleichschätzt wie einen sicheren Gewinn in Höhe des Sicherheitsäquivalentes SÄ[3]. Wie bereits erwähnt sei der Schaden im Zustand 2 null und Zustand 1 von der Produktionsmenge abhängig. Auf der Ordinate sind nach unten die Produktionsmengen abgetragen, wobei die Beseitigung der bei der Gütererstellung anfallenden Abfälle zu Schäden führen kann oder auch nicht. Treten keine Schäden auf, würde der

3 Vgl. W. Mag, S. 116ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Produzent sein Gewinnmaximum (G_2) bei einer Produktionsmenge von x^* realisieren. Kommt es hingegen zu Schadwirkungen, wäre die optimale Produktionsmenge x^{**}. Der risikoneutrale Produzent richtet sein Verhalten am Erwartungswert des Gewinns aus und würde eine Menge von x^{***} herstellen, während die optimale Produktionsmenge des risikoaversen Herstellers geringer ist. Er wird diese so wählen, daß der Erwartungswert des Nutzens maximiert wird. Würde er eine Menge x^* erstellen, könnte er im schadensfreien Zustand seinen Gewinn maximieren, während dann, wenn der Schaden auftreten sollte, die gewinnmaximale Menge überschritten wird. Realisiert er dagegen die Produktionsmenge, bei welcher der Gewinn im Schadenszustand maximiert wird, bleibt er im schadensfreien Zustand hinter dem Gewinnmaximum zurück.

Für den risikoaversen Produzenten ist es optimal, wenn er eine Produktionsmenge erstellt, die zwischen dem risikoneutralen Niveau x^{***} und der optimalen Menge im Schadensfall (x^{**}) liegt. Dies ist darauf zurückzuführen, daß in diesem Bereich die Gewinnminderungen im schadensfreien Zustand zwar höher sind als die Gewinnzuwächse im Schadenszustand, die Nutzenverluste aber zunächst im schadensfreien Zustand geringer ausfallen als die Nutzenzuwächse im Schadenszustand. Der risikoaverse Anbieter wird so weniger an Produkten und damit auch an Abfällen erzeugen als der risikoneutrale Anbieter[4], da er dann den Erwartungswert seines Nutzens maximiert. In Schaubild 4 kommt die Risikoaversion darin zum Ausdruck, daß nicht mit den erwarteten Grenzkosten der Schäden kalkuliert wird ($S_N^{*'}$), sondern mit einem höheren Wert ($S_A^{*'}$). Damit wird die Produktionsmenge und damit auch die Abfallmenge bei Risikoaversion geringer sein als bei Risikoneutralität (x_A^* statt x_N^*).

In den meisten Fällen wird der Produzent eine Möglichkeit besitzen, durch Schadensbegrenzungsmaßnahmen, wie den Einbau von zusätzlichen Filtern oder Abdichtungen, Einfluß auf Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadenshöhe zu nehmen. Die Durchführung solcher Maßnahmen ist solange sinnvoll, wie die damit verbundenen Grenzkosten geringer sind als die Grenzschadensreduktion. Daraus resultiert sowohl für einen risikoaversen als auch für einen risikoneutralen Unternehmer im Vergleich zu einem Zustand ohne Vorsorgemaßnahmen ein höheres Produktionsniveau.

Zur Schadensreduktion steht aber noch eine weitere Handlungsmöglichkeit zur Verfügung: Der Abtransport der Abfälle vom Ort ihres Anfalls, was aufgrund der größeren räumlichen Distanz zum Emissionsort einen positiven Effekt für das Individuum mit sich bringt[5]. Die Abfälle verlieren so zwar nicht ihre potentiell schädigende Wirkung, das Individuum ist dieser nun aber nicht mehr in dem konzentrierten Maße ausgesetzt wie dies im Falle des gemeinsamen Standortes von Abfallerzeuger und Behandlungs- oder Beseitigungseinrichtung gegeben wäre. Verbunden mit

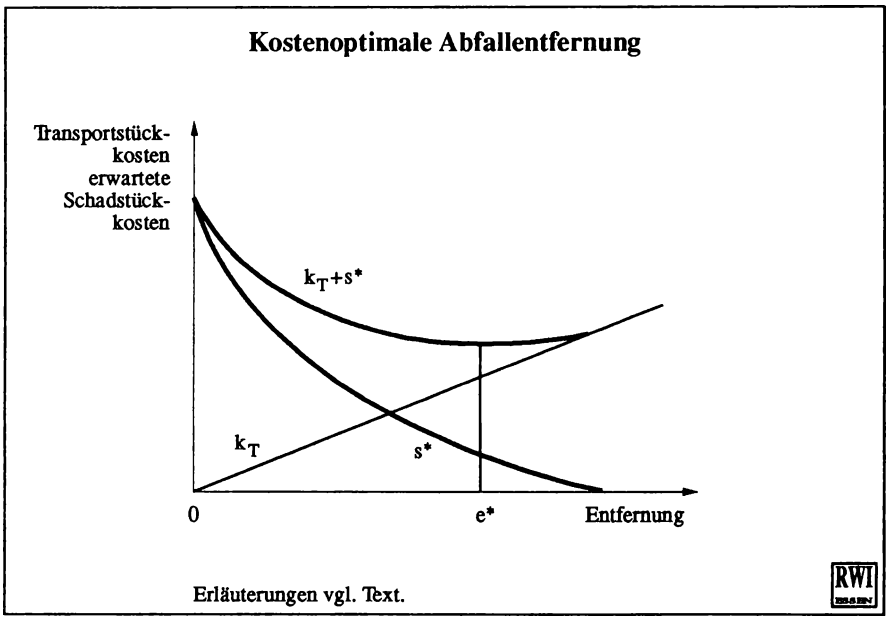
---

4 Er wird nicht die Menge produzieren, die dem Sicherheitsäquivalent entspricht, da über dieses nur die Krümmung der Nutzenfunktion bestimmt wird.

5 Mitchell und Carson weisen auf die Existenz von Aversionsprofilen für verschiedene Anlagen hin, wobei es sich um Entfernungsangaben handelt, innerhalb derer man nicht bereit ist, eine bestimmte als mehr oder weniger gefährlich eingestufte Anlage zu akzeptieren. Dabei wurden Sonderabfallbeseitigungsanlagen ähnlich negativ eingestuft wie Kernkraftwerke. Vgl. R.C. Mitchell and R.T. Carson, S. 286f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 6



der räumlichen Verlagerung des Mülls sind allerdings zusätzliche Aufwendungen in der Form von Transportkosten. Die Zusammenhänge werden in Schaubild 6 dargestellt. Hier sind auf der Abszisse die Entfernung e und auf der Ordinate die Transportstückkosten k_T sowie die erwarteten Schadstückkosten s^* abgetragen. Der Standort des Abfallerzeugers befindet sich in 0. Von diesem Standort ausgehend versucht er in einem Optimierungskalkül die für ihn beste Entfernung der Abfallanlage von seiner eigenen Position festzulegen. Die Transportkosten nehmen dabei linear entsprechend der Funktion k_T mit der Entfernung zu, die im Standort wirksam werdenden Schadkosten dagegen sinken mit steigendem Abstand. Die Summe aus Transport- und Schadkosten wird minimal, wenn die Abfälle in einer Entfernung e^* vom Standort beseitigt werden.

Bei gegebenen Transportkosten hängt diese Entfernung zum einen von der erwarteten Höhe der Schadkosten im Standort und der Risikoeinstellung des Entscheiders, zum anderen von der Gestalt der Schadensfunktion über die Entfernung ab. Höhe und Verlaufsform der Schadensfunktion sind dabei von der subjektiven Bewertung durch das Individuum abhängig, in die sowohl wissenschaftlich gewonnene Erkenntnisse als auch durch persönliche Erfahrungen, kulturelle und soziologische Einflüsse sowie persönliche Ängste und Vorlieben bedingte Wertungen eingehen; allerdings kann die Höhe durch die Aufbringung von Vorsorgekosten reduziert werden. Die Vorsorge kann sowohl in einer verbesserten sicherheitstechnischen Ausstattung der Abfallanlage als auch in einer Veränderung von Produkteinsatzstoffen und Produktionsverfahren bestehen, die zum Anfall weniger schädlicher Abfallstoffe führen[6]. Durch die Verwer-

6 Vgl. H. Sutter, S. 69ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tung von Rückständen kann der Abfallanfall je Produkteinheit reduziert werden, so daß auf diese Weise zwar nicht die Schadkosten je Abfalleinheit beeinflußt werden können, wohl aber die Gesamthöhe der anfallenden Schadkosten.

Je größer die Wahrscheinlichkeit, die für den Eintritt des Schadens S angenommen wird, und/oder je höher der Schaden selbst angesetzt wird, desto weiter werden die Abfälle vom Standort entfernt. Zudem wird bei gleichen Annahmen bezüglich Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadenshöhen ein risikoscheuer Unternehmer die Abfälle weiter entfernt von seinem Standort positionieren als ein risikoneutral Handelnder.

Das in Schaubild 6 dargestellte Optimierungskalkül gilt allerdings nur für konvex verlaufende Schadensfunktionen. Bei konkavem und linearem Verlauf reduziert sich das Entscheidungsproblem in der Regel auf eine Entweder-Oder-Entscheidung, d.h. die Abfälle verbleiben am Standort oder werden so weit entfernt, daß die Schadkosten am Standort eine Höhe von Null erreichen. Dies ist darauf zurückzuführen, daß an einem dieser beiden Punkte die Summe aus Transport- und Schadkosten minimal ist[7].

Die Ausnutzung der Transportmöglichkeit führt dazu, daß der risikoneutrale oder risikoaverse Unternehmer im Vergleich zu dem in Schaubild 4 dargestellten Zustand seine Produktionsmenge wieder ausdehnen kann, da die Höhe der bei ihm wirksam werdenden Schadkosten je Abfalleinheit gesenkt wird.

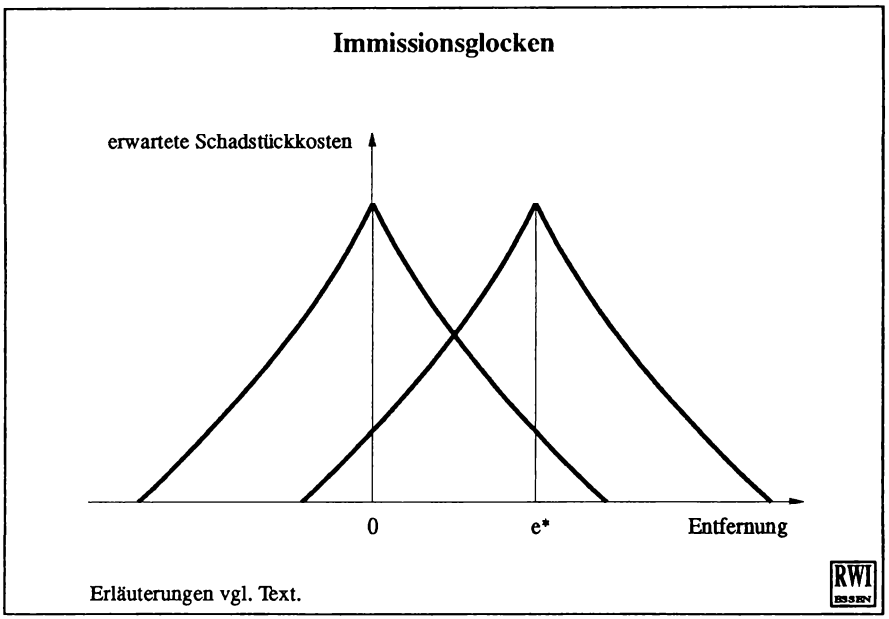
Etwas anders stellt sich die Situation dar, wenn Schäden entstehen können, die vom Abfallerzeuger als nicht monetarisierbar angesehen werden. Hier ist beispielsweise an Todesfälle oder bestimmte Krankheiten zu denken. Geht man davon aus, daß diese Schadensfälle dort, wo sich die Abfälle befinden, mit einer Wahrscheinlichkeit zu erwarten sind, die von dem Akteur als zu hoch angesehen wird, lohnt sich eine räumliche Verlagerung der Abfallstoffe, wenn so die Schadenswahrscheinlichkeit reduziert werden kann. Dieser Senkung der Schadenswahrscheinlichkeit sind ebenfalls die Transportkosten gegenüberzustellen; erreichen sie dann, wenn die Schadenswahrscheinlichkeit auf ein für den Produzenten akzeptables Maß gesunken ist, eine Höhe, die noch als ausreichend angesehene Produktionsgewinne gewährleistet, wird der Abfallproduzent die Produktion des schadensträchtigen Gutes weiterhin in unveränderter Höhe aufrechterhalten und die Abfälle räumlich verlagern. Als Alternative zur räumlichen Verlagerung kommen auch Vorsorgemaßnahmen in Betracht, wobei es sich um technisch verbesserte Ausstattungen der Abfallanlagen oder um veränderte

---

7 Bei linearem Verlauf der Schadkosten wird dann, wenn die Abnahme der Schadkosten je Entfernungseinheit geringer ist als der Zuwachs an Transportkosten je Entfernungseinheit, der Abfall am Anfallort beseitigt. Ist die Abnahme der Schadkosten je Entfernungseinheit höher als der Zuwachs an Transportkosten je Entfernungseinheit, werden die Abfälle in dem Punkt beseitigt, in dem die am Standort wirksamen Schadkosten gleich null sind. Bei einer konkav verlaufenden Schadenskurve wird dann, wenn die Abnahme der Schadenskosten je Entfernungseinheit von Anfang an größer ist als die Zunahme der Transportkosten je Entfernungseinheit, der Abfall in dem Abstand vom Standort beseitigt, in dem die dort wirksam werdenden Schadkosten gleich null sind. Ist die Abnahme der Schadenskosten zunächst geringer als die Zunahme der Transportkosten je Entfernungseinheit, wird das Kostenminimum entweder im Standort oder in der Entfernung realisiert, von der aus die Schadenskosten im Standort gleich null sind.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 7



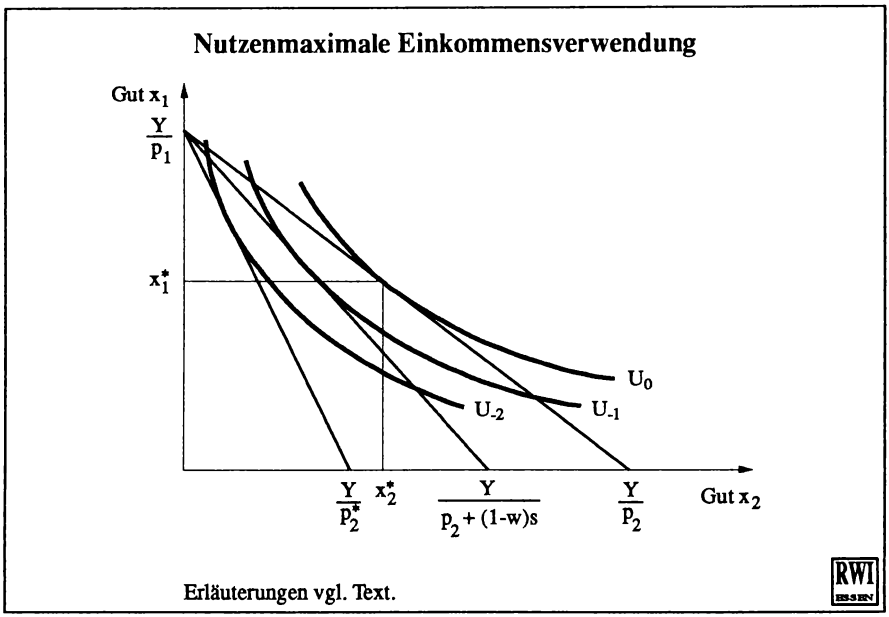
Produktionsverfahren, bei denen weniger schädliche Abfallstoffe anfallen, handeln kann. Hier ist zwischen den Kosten der Vorsorge und der reduzierten Eintrittswahrscheinlichkeit von Emissionen abzuwägen.

Verbunden mit der räumlichen Verlagerung sind aber Konsequenzen, die für die späteren Ausführungen noch relevant sein werden. Im Gegensatz zu emissionsmindernden Maßnahmen wird durch den Transport der Abfälle an einen vom Standort des Individuums entfernt gelegenen Ort lediglich für das Individuum selbst die Immissionswirkung gesenkt. An dem Ort, in dem die Abfallbehandlung oder -beseitigung nach der Verlagerung stattfindet, kommt es in unverändertem Ausmaß zu Schadstoffemissionen, so daß die Immissionsglocke zwar räumlich verschoben wird, aber weiterhin existiert (vgl. Schaubild 7). Die erwarteten Schadenswirkungen je Abfalleinheit s^* erreichen ihr Maximum jetzt nicht mehr im Standort des Individuums, in 0, sondern dort, wo der Abfall beseitigt wurde (e^*)[8].

8 Hier wurde vereinfachend angenommen, daß die Form der Immissionsglocke im Raum konstant bleibt. Denkbar wäre aber auch, daß durch eine Verlagerung von 0 nach e^* das Gefährdungspotential im Standort des Individuums nicht reduziert wird. Dies wäre etwa der Fall, wenn Sickerwasseremissionen aus einer Ablagerung in e^* zu einer Belastung des Grundwassers führen würden, das von dem Individuum zum Zwecke der Trinkwassergewinnung genutzt wird.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 8



1.2. Entscheidungsmodell des individuellen Haushalts

Zur Entscheidungsfindung eines einzelnen Haushalts ist es ebenso wie beim Unternehmer notwendig, eine Annahme bezüglich seiner Zielsetzung zu treffen. Hierbei bietet es sich an, von der Nutzenmaximierung des Haushalts auszugehen[9]. Verfügt der Nachfrager über ein Einkommen in Höhe von Y und fragt er zwei Güter x_1 und x_2 zu den Preisen p_1 und p_2 nach, so realisiert er sein maximales Nutzenniveau U_0, wenn er jeweils eine Menge x_1^* und x_2^* nachfragt (vgl. Schaubild 8).

Es sei nun angenommen, bei x_1 handele es sich um eine für den Nachfrager abfallfreie Dienstleistung, bei x_2 um ein materielles Gut, das nach seiner Nutzung zu Abfall wird, für dessen Beseitigung der Haushalt selbst verantwortlich ist. Gehen mit der Beseitigung Schadkosten je Produkteinheit in Höhe von s mit einer Wahrscheinlichkeit von (1–w) oder in Höhe von Null mit einer Wahrscheinlichkeit von w einher, so wirken diese wie eine Erhöhung des Preises p_2. Der Haushalt wird somit seine Nachfrage nach x_2, das nun als Güterbündel zu interpretieren ist, reduzieren. Dieses Güterbündel besteht aus einem abfallträchtigen Gut und einem zweiten Gut, das zur Behebung der durch die Beseitigung des Abfalls entstehenden Schäden eingesetzt wird. Neben der Höhe der (individuell wahrgenommenen) Wahrscheinlichkeiten und Schäden bestimmt die Risikoeinstellung des Konsumenten das Ausmaß der Nachfragereduzierung.

9 Vgl. A.E. Ott, Grundzüge der Preistheorie. (Grundriß der Sozialwissenschaft, Band 25.) 3. Auflage, Göttingen 1984, S. 69ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Der risikoneutrale Entscheider wird dem Preis p_2 den Erwartungswert des Schadens $(1-w) \cdot s$ zuschlagen. Er realisiert dann das Nutzenniveau U_{-1}. Verhält sich der Haushalt dagegen risikoavers, wird er von einem höheren Schaden als dem Erwartungswert ausgehen, so daß der Preis des Gutes inklusive der erwarteten Schadkosten bei der Beseitigung in einer Höhe von p^* angesetzt werden wird. Dies führt dazu, daß er weniger Gütereinheiten von Gut x_2 nachfragt als der risikoneutral Handelnde, damit aber auch weniger an Abfällen erzeugt. Die Kosten der Abfallbeseitigung führen dazu, daß der Haushalt nun nur noch ein Nutzenniveau von U_{-2} erreichen kann.

Wie der Produzent kann auch der Haushalt die Schadenskosten aus den Abfällen sowohl durch Vorsorgemaßnahmen als auch durch räumliche Verlagerung reduzieren. Dadurch kann er wieder ein Nutzenniveau oberhalb von U_{-2} erreichen.

Zusammenfassend soll festgehalten werden, daß ein einzelner abfallerzeugender Unternehmer oder Haushalt, der zugleich Behandler oder Beseitiger ist, unter Nutzen- oder Gewinnmaximierungsüberlegungen einen Anreiz hat, das bei ihm wirksam werdende Schadensniveau durch Vorsorgemaßnahmen und räumliche Verlagerungen zu reduzieren. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß normalerweise nicht davon ausgegangen werden kann, daß der individuell optimale Standort der Abfallanlage auch unter Beachtung der Vorstellungen Dritter am vorteilhaftesten ist. Dies ist ganz offensichtlich dann der Fall, wenn der betrachtete Abfallerzeuger durch die räumliche Verlagerung der Abfallstoffe die bei ihm anfallenden Schadkosten reduziert, gleichzeitig aber diese Lasten anderen zumindest zum Teil aufbürdet. Aber auch ohne einen Transport der Abfälle über „künstliche" Transportwege können andere in ihren Rechten beeinträchtigt werden, was seine Ursache in dem natürlichen Schadstofftransport vor allem über die Medien Luft und Wasser hat.

Die damit angesprochenen außerhalb des Ein-Personen-Modells Stehenden sind in den bisherigen Überlegungen ausgeklammert worden. In einem nächsten Schritt soll zunächst ein zweites Individuum eingeführt werden, das die Handlungsmöglichkeiten des bisherigen Entscheiders beeinflußt.

2. Zwei-Personen-Optimierungskalküle

Im folgenden wird ein zweites Individuum in die Betrachtung einbezogen, welches ebenfalls von den möglichen Schadwirkungen, die mit der Beseitigung oder Behandlung von Abfällen einhergehen, betroffen ist. Dieser Fall tritt dann ein, wenn sich ein weiteres Individuum oder dessen Eigentum innerhalb des Wirkungsbereiches von Schadstoffen befindet, die ihren Ursprung im Behandlungs- oder Beseitigungsort des Abfalls haben. Hier ist nicht mehr ohne weiteres mit einer optimalen Allokation zu rechnen. Ein Grund für die Verfehlung des Optimums in einem Zwei-Personen-Optimierungskalkül liegt in der Existenz von externen Effekten. Dabei handelt es sich um positive oder negative Auswirkungen von Entscheidungen eines Wirtschaftssubjektes auf die Sphäre eines anderen Individuums, die nicht in die Kalkulation des handelnden Subjektes (wobei es sich sowohl um ein Unternehmen als auch um einen Haushalt

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

handeln kann) eingehen[10], also nicht dem Preismechanismus unterliegen[11]. Diese Wirkungen können aus der Produktion, der Konsumtion oder der Beseitigung von Gütern bzw. Abfällen resultieren und führen dazu, daß die betroffene Person Variablen in ihre Kalkulation einbeziehen muß, die von einem anderen Akteur direkt kontrolliert werden, auf die sie also zunächst keinen Einfluß nehmen kann[12].

Bezieht man die Problematik der externen Effekte auf die Abfallbehandlung und -beseitigung, so zeigt sich, daß hier vor allem die negativen externen Effekte, also die externen Kosten[13] relevant sind, die durch die mit der Behandlung oder Beseitigung von Abfällen potentiell verbundenen Schäden entstehen. Der Umstand, daß diese Kosten bzw. die für ihre mögliche Reduzierung oder Vermeidung notwendigen Vorsorgeaufwendungen[14] nicht in die Wirtschaftsrechnung des Abfallerzeugers einfließen – was daraus resultieren kann, daß für die Umweltmedien keine Preise existieren, die die tatsächlichen Knappheitsverhältnisse widerspiegeln – führt dazu, daß die Umweltressourcen in einem Übermaß in Anspruch genommen werden[15]. Diese zu preiswerte oder gar kostenlose Nutzung der Umweltmedien hat, wenn man zunächst nur den Transport der Abfälle berücksichtigt, zur Folge, daß die optimale Transportentfernung der Abfälle vom Standort des Abfallerzeugers nicht erreicht wird. Er wird seine Abfälle tendenziell zu weit in Richtung zum Standort des anderen Individuums verbringen, wodurch das Selbstbestimmungsprinzip des Betroffenen insofern verletzt wird, als er nicht mehr für sich selbst entscheiden kann, welche Kosten er zu tragen bereit ist[16]. Dabei können die Kosten aus allen bereits behandelten möglichen Schadensarten, d.h. Gesundheits-, materiellen und immateriellen Schäden, und den unterschiedlichen Schadensursachen resultieren.

Die bisherige Behandlung der externen Effekte beinhaltet eine entscheidende Implikation, nämlich daß die externen Kosten tatsächlich die Erreichung des Pareto-Optimums[17] vereiteln. Dies ist aber nicht für alle Externalitäten tatsächlich der Fall. Nach Buchanan und Stubblebine kann man eine dreistufige Untergliederung von externen Effekten insofern vornehmen, als in der ersten Ausgestaltung zwar eine Externalität vorliegt, diese aber keinen Wunsch nach Änderung des Zustandes bei dem Betroffenen

---

10 Vgl. P. Behrens, Die ökonomischen Grundlagen des Rechts. Politische Ökonomie als rationale Jurisprudenz. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 46.) Tübingen 1986, S. 85.

11 Vgl. A. Endres [III], Die Coase-Kontroverse. „Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft", Tübingen, Band 133 (1977), S. 637ff., hier S. 637.

12 Vgl. H.G. Monissen, Externalitäten und ökonomische Analyse. In: E. Streissler und C. Watrin (Hrsg.), Zur Theorie der marktwirtschaftlichen Ordnungen. Tübingen 1980, S. 342ff., hier S. 344.

13 Externe Kosten entstehen, „wenn die Entscheidungen gewisser Wirtschaftssubjekte für andere Wirtschaftssubjekte Schäden bewirken"; G. Aschinger, Das Coase-Theorem. „WISU – Das Wirtschaftsstudium", Düsseldorf, Jg. 14 (1985), S. 97ff., hier S. 98.

14 Vgl. P. Klemmer [II], Umweltschutz und Wirtschaftlichkeit. Grenzen der Belastbarkeit der Unternehmen. (Wirtschaftspolitische Kolloquien der Adolf-Weber-Stiftung, Band 17.) Berlin 1990, S. 40.

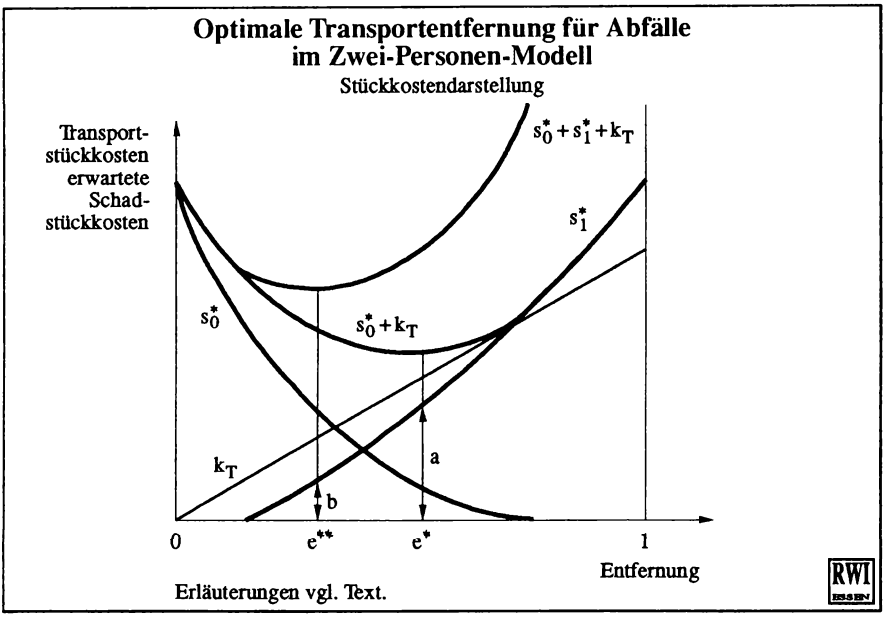
15 Allgemein zu den Wirkungen externer Kosten vgl. z.B. H.-B. Schäfer und C. Ott, Lehrbuch der ökonomischen Analyse des Zivilrechts. Berlin u.a. 1986, S. 77, sowie P. Behrens, S. 86.

16 Vgl. P. Behrens, S. 86.

17 Als Pareto-Optimum oder Pareto-Effizienz „wird ein sozialer Zustand bezeichnet, von dem aus die Besserstellung einer Person nur gelingt, wenn mindestens eine andere Person dadurch einen Nachteil erleidet"; H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 24.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 9



aufkommen läßt[18]. Dadurch würde sich also keine Abweichung vom optimalen Ablagerungsort für die Abfälle ergeben. Die zweite, weitergehende Externalitätsform ist dadurch gekennzeichnet, daß für geschädigte Individuen eine Änderung der Handlungsweisen des Abfallerzeugers wünschenswert erscheint. Nienhaus bezeichnet dies als potentiell relevante Externalität[19]. Der dritte Fall ist so ausgestaltet, daß nicht allein der Wunsch nach einer Situationsänderung existiert, sondern bei der potentiell oder tatsächlich geschädigten Person auch die Möglichkeit gegeben ist, durch freiwillige Verhandlungen zu einem dem Pareto-Kriterium genügenden Verhandlungsergebnis zu gelangen, also einem Ergebnis, infolgedessen nur solche Maßnahmen getroffen werden, die keine Partei schlechter und zumindest eine besser stellen[20].

Die Wirkung externer Effekte im Rahmen der Abfallbehandlung und -beseitigung wird in Schaubild 9 dargestellt. Hier sind auf der Abszisse wiederum die Entfernung e, auf der Ordinate die Transportkosten je Abfalleinheit k_T und die erwarteten Schadstückko-

18 Vgl. J.M. Buchanan and W.C. Stubblebine, Externality. „Economica", London, vol. 29 (1962), S. 371ff., hier S. 373ff.; bezüglich der externen Effekte von Abfallbeseitigungsanlagen wäre beispielsweise an Geräuschentwicklungen durch die Fahrzeuge zu denken, die etwa nicht den Geräuschpegel einer naheliegenden Autobahn erreichen würden.

19 Vgl. V. Nienhaus [I], Externe Effekte, Transaktionskosten, Verfügungsrechte und wirtschaftspolitischer Handlungsbedarf. „List Forum", Band 12 (1983/84), S. 258ff., hier S. 260.

20 Vgl. dazu auch C.C. v. Weizsäcker, Was leistet die Property Rights Theorie für aktuelle wirtschaftspolitische Fragen? In: M. Neumann (Hrsg.), Ansprüche, Eigentums- und Verfügungsrechte. (Schriften des Vereins für Socialpolitik, N.F. Band 140.) Berlin 1984, S. 123ff., hier S. 125f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sten s^* abgetragen. Das abfallerzeugende Individuum hat seinen Standort in 0, während das zweite Individuum, das auch von den Schäden aus der Beseitigung betroffen ist, in 1 positioniert ist. Berücksichtigt der Abfallerzeuger dessen Drittschäden nicht in seinem Kalkül, wird er die Abfälle in einer Entfernung e^* beseitigen, da hier die Summe aus den Transportkosten und den in seinem Standort wirksam werdenden erwarteten Schadstückkosten s_0^* minimal ist. Dem zweiten betrachteten Individuum entstehen in diesem Fall zu erwartende Schäden je Abfalleinheit entsprechend der für seinen Standort geltenden Schadensfunktion x_1^* (e) in Höhe von a. Die Schadkostenverläufe bezüglich der Standorte 0 und 1 können durchaus unterschiedlicher Natur sein, weil die natürlichen Gegebenheiten der Umwelt (Assimilationsfähigkeit), die zu schädigenden Güter und die Präferenzen der Personen divergieren können. So kann das Individuum in Standort 1 aufgrund einer landwirtschaftlichen Flächennutzung oder der Nutzung von Grundwasser durch die Abfallbeseitigung Schäden erleiden, die für den Abfallerzeuger bzw. -beseitiger nicht auftreten, da er diese Tätigkeiten nicht ausübt.

Das Ausmaß der externalisierten Kosten ist in erheblichem Maße davon abhängig, welche Risikoeinstellung bei dem Geschädigten zugrunde liegt, welche physischen Schäden bei ihm auftreten können, wie er diese bewertet und welche Wahrscheinlichkeit er dem Eintritt der Schädigung zuordnet[21]. Die externalisierten Kosten werden um so höher sein, je größer der bewertete Schaden und/oder dessen Eintrittswahrscheinlichkeit sind und/oder je risikoaverser das geschädigte Individuum ist. Diese Umstände bewirken eine Verlagerung der s_1^*-Funktion nach oben, was zum einen die externalisierten Kosten erhöht, zum anderen, wie gezeigt wird, den optimalen Entfernungspunkt für die Beseitigung der Abfälle näher an den Standort des Abfallerzeugers verlagert.

Eine Situation, in der externalisierte Kosten auftreten, ist unter den oben genannten einschränkenden Bedingungen aber nicht optimal, da die Summe der Kosten beider Individuen in diesem Fall nicht minimiert wird. Dies wird deutlich, wenn man die Stückkostenfunktion des Abfallerzeugers um die erwarteten Schadstückkosten s_1^*, die im Standort des Individuums 1 wirksam werden, erweitert. Das Minimum dieser Funktion liegt nun nicht mehr in e^*, sondern in e^{**}, damit also in geringerer Entfernung vom Standort des Abfallerzeugers. Die bei dem Individuum in Standort 1 wirksam werdenden Schadstückkosten erreichen nun nur noch eine Höhe von b.

Die geschilderten Zusammenhänge können auch anhand von Grenzkostenverläufen dargestellt werden (vgl. Schaubild 10). Auf der Abszisse ist wiederum die Entfernung e, auf der Ordinate sind neben den Grenztransportkosten k_T' die erwarteten Grenzschadkosten $s^{*'}$ abgetragen. Die Grenztransportkosten verlaufen als Parallele zur Abszisse, die Grenzschadkosten für den Standort 0 haben einen fallenden Verlauf ($s_0^{*'}$). Berücksichtigt der Abfallerzeuger in seiner Kalkulation die im Standort 1 wirksam werdenden Grenzschadkosten $s_1^{*'}$, dann erkauft er die in seinem Standort sinkenden erwarteten Schadkosten nicht nur mit zunehmenden Transportkosten, sondern ab einer gewissen Entfernung auch mit in Standort 1 steigenden erwarteten Schadkosten. Das

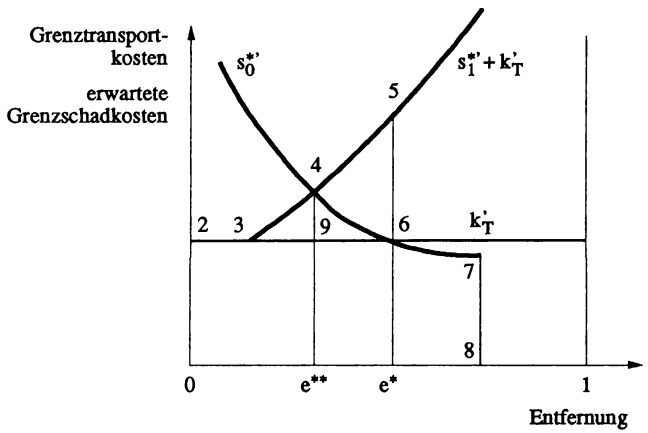
21 Vgl. H. Siebert [I], S. 117.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 10

Optimale Transportentfernung für Abfälle im Zwei-Personen-Modell

Grenzkostendarstellung



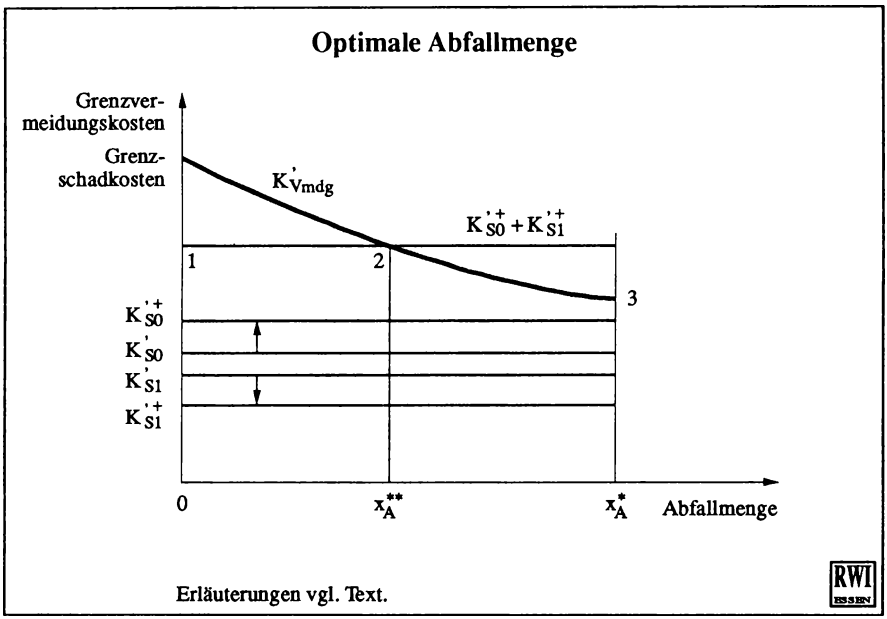
Erläuterungen vgl. Text.

Kostenminimum ist hier erreicht, wenn sich die fallende Funktion der erwarteten Grenzschadkosten $s_0^{*'}$ mit der Funktion der Summe aus den Transportgrenzkosten k_T' und den Grenzschadkosten in Standort 1 ($s_1^{*'}$) schneidet. Die optimale Entfernung vom Standort 0 beträgt dann wiederum e^{**}. Würde der Abfallerzeuger die in Standort 1 wirksam werdenden Schadkosten nicht berücksichtigen, würde er sein Kostenminimum dort realisieren, wo sich die Funktion der Grenztransportkosten k_T' mit derjenigen der bei ihm wirksam werdenden Grenzschadkosten $s_0^{*'}$ schneidet. Die optimale Entfernung wäre wiederum e^*. Diese kann aber – wie aus Schaubild 10 leicht erkennbar ist – volkswirtschaftlich nicht optimal sein. Die gesamtwirtschaftlich anfallenden Kosten entsprechen in diesem Fall der Fläche 0-2-3-4-5-6-7-8-0. Im Bereich zwischen e^{**} und e^* sind die Vorteile, die der Abfallerzeuger durch diese zusätzliche Verlagerung des Abfalls für sich erzielen kann (Fläche 4-6-9-4) geringer als die Kosten, die dem Individuum im Standort 1 durch diese zusätzliche räumliche Verlagerung aufgebürdet werden (Fläche 9-4-5-6-9). Der Verzicht auf diese Verlagerung bringt eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis entsprechend der Fläche 4-5-6-4, wobei das Ausmaß dieser Fläche und damit der eingesparten Kosten bei gegebener Grenzkostenfunktion $s_0^{*'}$ vom bewerteten Schaden, der Eintrittswahrscheinlichkeit und der Risikopräferenz des geschädigten Individuums abhängt.

Die bisher betrachteten Aspekte bezogen sich auf die räumliche Verlagerung der angefallenen Abfallstoffe. Unter Optimalitätsgesichtspunkten ist es aber auch von Relevanz, welche Menge insgesamt an Abfallstoffen anfällt. Schaubild 11 illustriert diese Problematik. Hier sind auf der Abszisse die anfallende Abfallmenge x_A abgetragen, auf der Ordinate die Grenzvermeidungskosten $K'_{V_{mdg}}$ des Abfallerzeugers sowie die aus den Abfällen resultierenden Grenzschadkosten K'_S. Nimmt man die Grenz-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 11



schadkosten für den Abfallerzeuger mit K'_{S0} an (entsprechend der Schadkosten je Abfalleinheit im Entfernungsoptimum e^* in Schaubild 9, so erhält er unter den in Schaubild 11 dargestellten Bedingungen keinen Anreiz zur Abfallvermeidung, wenn er die Grenzschadkosten des Individuums im Standort 1 (K'_{S1}, entsprechend a in Schaubild 9) in seiner Kalkulation nicht berücksichtigt. Dies ist darauf zurückzuführen, daß bei einer Gesamtabfallmenge in Höhe von x^*_A die Grenzvermeidungskosten der Abfallentstehung K'_{Vmdg} immer oberhalb der Grenzschadkosten verlaufen. Die Situation ändert sich, wenn die Grenzschäden des Individuums 1 in die Betrachtung einbezogen werden. Dies führt einerseits zu einer Veränderung des optimalen Entfernungspunktes nach e^{**}, wodurch die Grenzschadkosten in Standort 0 auf K'^{+}_{S0} steigen. Zugleich sinken die Schadkosten, die in Standort 1 wirksam werden, auf K'^{+}_{S1} (entsprechend b in Schaubild 9). Damit verschiebt sich K'_{S0} nach oben, zusätzlich werden nun die Grenzschadkosten K'_{S1} für Standort 1 berücksichtigt. Somit wird es ökonomisch vorteilhaft, die Abfallmenge von x^*_A auf x^{**}_A, z.B. durch den Einsatz von Abfallvermeidungstechniken, zu reduzieren. Die Summe der für die Individuen in Standort 0 und 1 anfallenden Kosten wird so minimiert (Fläche 0-1-2-3-x^*_A-0).

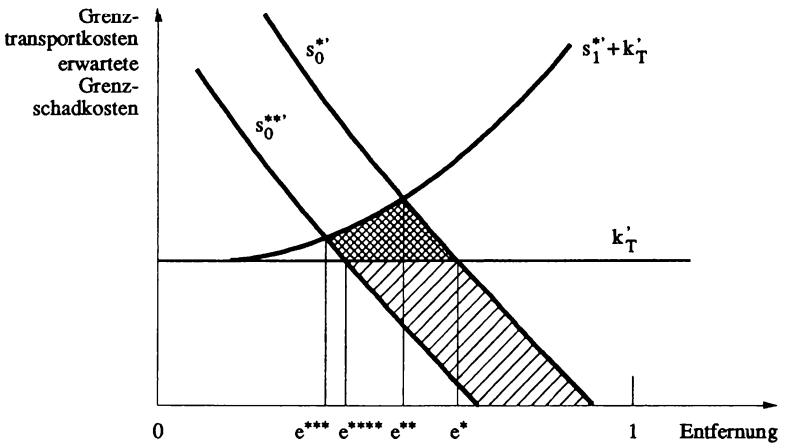
Schließlich kann der Schadenswirkung der beseitigten Abfälle auch durch eine Verminderung von deren Schadensintensität entgegengewirkt werden, was in Schaubild 12 veranschaulicht wird[22]. Es sei angenommen, durch Veränderungen der Produktionstechnik, der Einsatzstoffe oder Verbesserungen der Beseitigungstechnik könne die beim Abfallerzeuger (Standort 0) wirksam werdende erwartete Grenzscha-

22 Die Symbole haben die gleiche Bedeutung wie in Schaubild 10.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 12

Minderung der Schadensintensität und optimale Transportentfernung



Erläuterungen vgl. Text.

RWI ESSEN

densfunktion $s_0^{*'}$ auf $s_0^{**'}$ reduziert werden. Damit verlagert sich der optimale Entfernungsort von e^{**} auf e^{***}. Ökonomisch sinnvoll ist eine solche Minderung der Abfallintensität, wenn die damit verbundenen Vorteile (schräg schraffierte Fläche) die Kosten übersteigen. Deutlich wird auch, daß die Nichtberücksichtigung von Schäden Dritter dazu führt, daß der Vorteil aus der intensitätsmäßigen Schadensminderung geringer ausfällt (karierte Fläche), so daß diese bei konstanten Kosten möglicherweise unrentabel wird. Bei Nichtberücksichtigung der Drittschäden wird bei Durchführung der intensitätsmindernden Maßnahme nur eine Verlagerung der Abfälle nach e^{****} erfolgen. Gesamtwirtschaftlich vorteilhaft ist eine Abfallintensitätsreduzierung ebenfalls, wenn dadurch Schäden bei dem Individuum in Standort 1 reduziert werden können. Ob eine Maßnahme, die die Schadensintensität der Abfälle reduziert, nur dem Abfallerzeuger, nur dem Geschädigten oder beiden zugute kommt, ist von der Art der potentiell geschädigten Güter abhängig.

Abschließend können folgende mit der Existenz von externen Effekten verbundene Probleme, die für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen von Relevanz sind, zusammengefaßt werden:

- Aufgrund der Nichteinbeziehung der mit sicheren oder möglichen Schäden aus der Abfallbehandlung und -beseitigung einhergehenden Kosten in die Wirtschaftsrechnung des abfallerzeugenden Individuums werden die Knappheiten der Umweltressourcen falsch dargestellt, so daß eine Übernutzung der Umwelt zu erwarten ist.

- Die Möglichkeit der Verlagerung der Schäden auf Dritte führt für den Betroffenen dazu, daß er seine Eigenbestimmung nicht realisieren kann, sondern, da die

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Nutzung der Umweltmedien bei der Behandlung und Beseitigung von Abfällen weitgehend in das Ermessen des Belastenden gestellt ist, daß er sich den Einwirkungen des Beseitigers in seine Sphäre weitgehend ohne eigene Einflußmöglichkeit gegenübersieht[23].

- Akzeptiert man das Ziel der Steigerung der gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrt, so deutet die Existenz von Externalitäten auf einen Handlungsbedarf hin, um das Pareto-Optimum zu realisieren. Dabei ist zu berücksichtigen, daß zwar die Schäden minimiert, aber nicht in jedem Fall gänzlich vermieden werden sollen. Hier gilt für die Schäden dasselbe wie für Güter, die man nicht zu jedem Preis erwirbt, sondern es sind Kosten und Nutzwerte gegeneinander abzuwägen.

Für die behandelten Zusammenhänge wurden sehr stark vereinfachende Annahmen getroffen, und es wurde modelltheoretisch gezeigt, daß es gesamtwirtschaftlich vorteilhaft ist, wenn der Abfallerzeuger Kosten Dritter in seinem Kalkül berücksichtigt. In einem nächsten Schritt ist nun zu fragen, welche Möglichkeiten zur Internalisierung von Kosten bestehen und wie Nutzungskonflikte an knappen Gütern zwischen verschiedenen Individuen gelöst werden können.

3. Ökonomische Ansatzpunkte zur Koordination von Ansprüchen an knappen Gütern

3.1. Grundlagen

Im Ein-Personen-Modell konnte das betrachtete Individuum die Konflikte, die aus den Vorteilen der Güternutzung und den Nachteilen der Behandlung oder Beseitigung von zu Abfall gewordenen Stoffen entstanden, definitionsgemäß allein seinen Umständen und Präferenzen entsprechend lösen. Sobald eine zweite Person in die Betrachtung einbezogen wird, ist es unter Effizienzüberlegungen notwendig, die Gegebenheiten und Einstellungen des zweiten Individuums und die bei ihm anfallenden (zunächst externalisierten) Kosten der Behandlung und Beseitigung zu berücksichtigen. Als eine Voraussetzung individueller Freiheit kann die Verfügbarkeit über einen geschützten Bereich angesehen werden, in dem Individuen ihre eigenen Pläne verfolgen können, ohne dem willkürlichen Zwang anderer ausgesetzt zu sein[24]. Wenn man davon ausgeht, daß sämtliche Produktions- und Konsumaktivitäten mit externen Effekten verbunden sind, stellt sich die Frage, welcher institutionelle Rahmen geeignet ist, die unterschiedlichen Interessen verschiedener Personen miteinander vereinbar zu machen. Eine solche Koordination kann grundsätzlich über den Markt, also privat, oder staatlich, also kollektiv, erfolgen. Welche Institution zur Anwendung kommt, ist dann eine Frage der Leistungsfähigkeit dieser alternativen Koordinationsverfahren[25].

---

23 Vgl. M. Adams [I], Zur Aufgabe des Haftungsrechts im Umweltschutz. Eine Abhandlung zur Theorie optimaler Beweislast- und Haftungsregeln bei Unsicherheit. „Zeitschrift für Zivilprozeß", Köln, Band 99 (1986), S. 129ff., hier S. 140.

24 Vgl. F.A. v. Hayek [I], Recht, Gesetzgebung und Freiheit. Band 1: Regeln und Ordnung. 2. Auflage, Landsberg a. L. 1986, S. 83f., und K. Homann [I], Rationalität und Demokratie. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 57.) Tübingen 1988, S. 136.

25 Vgl. K. Homann [I], S. 151 und S. 156.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auf dieser Grundlage erklärt sich, daß auch über die Bereitstellung von Abfallanlagen und die Behandlung der damit einhergehenden externen Effekte grundsätzlich Individual- oder Kollektiventscheidungen getroffen werden können. Die Beschlußfassung über die konkrete Vorgehensweise und die Grenzziehung zwischen individuell bzw. kollektiv bereitzustellenden Gütern kann auf verschiedene Weise analysiert, begründet und legitimiert werden. Unabhängig davon, ob man nun den vertragstheoretischen Ansatz, wie er beispielsweise von Buchanan[26] vertreten wird, oder den evolutionstheoretischen Gedanken von v. Hayek[27] verfolgt, sind verschiedene Grundlagen, auf denen beide Ansätze fußen, als Basis für die weiteren Überlegungen voranzustellen. Damit sind vor allem die Prämissen über Grundeinstellungen und Verhaltensweisen der Menschen in diesen anthropologischen Theorien angesprochen.

Als grundlegend wird dabei der Ausgangspunkt des methodologischen Individualismus angesehen. Er kann als der Versuch interpretiert werden, individuelle Entscheidungen als Basis für kollektives Handeln anzusehen. Geht man von einer rational handelnden Person aus, die nach Kosten-Nutzen-Kalkülen einen Vorteilhaftigkeitsvergleich zwischen unterschiedlichen Alternativen vornimmt[28], so wird man bei Unterstellung einer eigennützigen Verhaltensweise, wie sie dem homo oeconomicus zu eigen ist, angenommen, daß diese Person nach der Maximierung ihres eigenen Nutzens streben wird. Diese Eigennutzmaximierung wird sich nun nicht nur für marktmäßige Tauschhandlungen, sondern auch für den Lebensbereich, in dem Entscheidungen kollektiv gefällt werden, einstellen[29]. Dabei wird unterstellt, daß die Individuen frei in ihren Entscheidungen sind[30], d.h. sie sind einerseits frei, selbst zu entscheiden, worin sie ihre eigenen Interessen am besten gewährleistet sehen, also was das Ziel[31] ihrer Handlungen und Entschlüsse sein soll, und andererseits frei, darüber zu entscheiden, auf welchem Wege dieses Ziel erreicht werden soll.

Ein Problem liegt darin, daß die individuelle Freiheit nicht unbegrenzt sein kann. Die Notwendigkeit zur Begrenzung entsteht aufgrund von Knappheitssituationen. In einer Welt des Überflusses würden keine Beschränkungen bestehen, und insofern ergäbe sich auch kein Koordinationsproblem bezüglich der verschiedenen, teilweise gegensätzlichen Interessen der unterschiedlichen Individuen. Da dies aber in der Realität

---

26 Vgl. J.M. Buchanan [I], Die Grenzen der Freiheit. Zwischen Anarchie und Leviathan. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 38.) Tübingen 1984.

27 Vgl. z.B. F.A. v. Hayek [I].

28 Vgl. E. Hoppmann [I], Ökonomische Theorie der Verfassung. „Ordo – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft", Stuttgart, Band 38 (1987), S. 31ff., hier S. 33.

29 Buchanan äußert sich dazu folgendermaßen: „Wenn man das Maximierungskalkül auf die Erklärung und Interpretation der Wahlhandlungen von Individuen beschränkt und es nicht auf die Wirtschaft als Aggregat überträgt, so besteht keine Schwierigkeit, das individuelle Entscheidungsverhalten unter verschiedenen institutionellen Rahmenbedingungen zu untersuchen und vorauszusagen, wie sich diese unterschiedlichen Arrangements auf die Resultate der Interaktionsprozesse auswirken werden"; J.M. Buchanan [II], Zur Verfassung der Wirtschaftspolitik. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Köln, Jg. 36 (1987), S. 101ff., hier S. 103.

30 Vgl. z.B. J. Cornford, Die Politische Ökonomie der Knappheit. In: H.P. Widmaier (Hrsg.), Politische Ökonomie des Wohlfahrtsstaates. Frankfurt a.M. 1974, S. 88ff., hier S. 91.

31 Auf die Zielgebundenheit individuellen Verhaltens weist z.B. E. Hoppmann [II], Krise der Demokratie? „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Jg. 38 (1989), S. 43ff., hier S. 45, hin.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

nicht gegeben ist, müssen die einzelnen Individuen berücksichtigen, daß alle anderen ebenso wie sie selbst dem individuell rationalen Eigennutzmaximierungskalkül folgen. Basierend auf Hume kann man nun davon ausgehen, daß die Güter, über die die Individuen zu entscheiden haben, zwar knapp, aber durch Kooperation vermehrbar sind[32]. Auf dieser Grundlage wird es erklärbar, daß die einzelnen Personen sich unter bestimmten Umständen (die im folgenden für die vertrags- und evolutionstheoretischen Ansätze geklärt werden sollen) in einer freien Entscheidung zu einer gemeinsamen Vorgehensweise zur Vermehrung der Güter bzw. des Gesamtnutzens im Rahmen ihres Individualkalküls entscheiden werden. Dem daraus resultierenden Nutzengewinn müssen sie die Nachteile, die mit der Einschränkung ihrer eigenen Freiheit, die sich als Resultante der Anerkennung der Rechte der anderen in der Gesellschaft oder Gruppe befindlichen Individuen ergibt, gegenüberstellen. Danach ist zu erwarten, daß zunächst einer marktmäßigen Koordination des Tausches der Vorzug gegeben wird. Wo diesem aber Grenzen der Funktions- bzw. Leistungsfähigkeit[33] gesetzt sind bzw. der aus dem individuellen Handeln resultierende Nettonutzen geringer als der aus gemeinschaftlichem Vorgehen sein wird, liegt kollektives Handeln zur Optimierung der verschiedenen Ansprüche an knappen Gütern im Rahmen des Möglichen[34]. Dann wird auch die Problematik der externen Effekte nicht im Wege der marktmäßigen Koordination gelöst, sondern die Internalisierung wird zur gesamtgesellschaftlich zu lösenden Aufgabe[35]. Ebenso wie ein Austausch über den Markt als frei bezeichnet werden kann, ist es auch möglich, kollektives Handeln unter diesen Freiheitsbegriff zu subsumieren, wenn ein Individuum diesem Handeln zustimmt[36].

Es zeigt sich also, daß auf diesen Grundlagen durchaus freiheitliche Entscheidungen für eine Einschränkung des individuellen Handlungsspielraums etwa zugunsten einer Unterordnung unter eine genauer zu spezifizierende Herrschaft, die einen Schutz der eigenen Rechte und Aktionsmöglichkeiten vor den Übergriffen anderer Individuen impliziert, sinnvoll sein können[37]. Damit stellt sich die Frage, wie es, ausgehend vom methodologischen Individualismus, zu einer freiwilligen Einschränkung von individueller Handlungsfreiheit kommt und welche Institutionen notwendig sind, um die Funktionsweise von Koordinationsverfahren zu sichern.

---

32 Vgl. K. Graf Ballestrem, Vertragstheoretische Ansätze in der politischen Philosophie. „Zeitschrift für Politik", Köln, Jg. 30 (1983), S. 1ff., hier S. 3. Vgl. zu dem Problem der Knappheit auch R. Eschenburg [I], Die Legitimation von Ordnungen. In: W. Dettling (Hrsg.), Die Zähmung des Leviathan: Neue Wege der Ordnungspolitik. Baden-Baden 1980, S. 21ff., hier S. 25f.

33 Vgl. C. Watrin, Staatsaufgaben – die ökonomische Sicht. „Bitburger Gespräche", Bitburg, Jg. 14 (1984), S. 41ff., hier S. 44 und S. 56f.

34 Vgl. z.B. C.B. Blankart und M.-W. Stoetzer, Ökonomische Theorien des Staates. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 20 (1991), S. 164ff., hier S. 164f.

35 Vgl. P. Behrens, S. 247ff.

36 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 84; K. Homann [I], S. 136ff.

37 Zu den alternativen Organisationsrahmen zur Erreichung des Ausgleichs von Angebot und Nachfrage vgl. u.a. P. Herder-Dorneich, Ordnungstheorie – Ordnungspolitik – Ordnungsethik. „Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie", Tübingen, Band 8 (1989), S. 1ff., hier S. 7f. Zur Abwägung der Vor- und Nachteile vgl. V. Nienhaus [II], Allgemeiner Konsens versus staatslose Gesellschaft – Zur Legitimität liberaler Ordnungspolitik. „List Forum", Band 13 (1985/86), S. 177ff., hier S. 177f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Vorstellungen Buchanans, die einen Gegenpart zu der weiter unten darzustellenden sozio-evolutionistischen Erklärung der Entwicklung von allgemeinen Regeln von Hayeks liefern sollen, können nicht isoliert betrachtet werden. Buchanan ist als ein Vertreter der modernen Vertragstheorie exemplarisch herausgegriffen worden, da anhand seiner Überlegungen die Unterschiede zu Hayeks Vorstellungen hinsichtlich der Legitimation hoheitlicher Institutionen und Aktivitäten besonders verdeutlicht werden können. Er steht aber in einer langen historischen Tradition. Der Vertragsgedanke als Grundlage einer kollektiven Ordnung findet sich schon in der Antike. Die freiwillige Zustimmung der Mitglieder einer Gesellschaft zu einem Herrschaft begründenden Vertrag wurde bereits von Platon aufgegriffen. Bedeutenden Einfluß gewann dieser Grundgedanke auf die naturrechtlichen Vorstellungen, die ab dem 16. Jahrhundert entwickelt wurden[38]. In Übereinstimmung mit anderen Vertretern der neueren Vertragstheorie geht Buchanan davon aus, daß die Freiheitsbeschränkungen, die aus staatlichen Gesetzen und Institutionen resultieren, letztlich nur durch die freie Zustimmung aller Betroffenen legitimiert werden können. Damit ist die normative Prämisse angesprochen, daß die Sicherung von Freiheit und Effizienz durch den Verfassungsvertrag nur im Wege der Wicksellschen Einstimmigkeitsregel gewährleistet werden kann. Auf der konstitutionellen Ebene sieht Buchanan diese Einstimmigkeit auch als realisierbar an, wenn das einzelne Individuum die Gesamtheit aller zu treffenden Entscheidungen als positiv für die Erfüllung seiner eigenen Interessen ansehen kann[39].

Auf der Basis derselben Grundlagen, die auch von Hayek für seine Theorie verwendet hat, trifft Buchanan weitergehende Annahmen bezüglich der Menschen, die über die Akzeptanz hoheitlicher Gewalt zu befinden haben. Ging er in „The Calculus of Consent"[40] zusammen mit Tullock noch von sehr restriktiven Annahmen aus, so versucht er in seinem Werk „Die Grenzen der Freiheit" eine stärkere Hinwendung zur Realität zu erreichen. Buchanan und Tullock wählten als Ausgangspunkt rational handelnde Individuen, die ihren eigenen Nutzen maximieren wollen, sich aber in einem Zustand der Unsicherheit bezüglich ihrer eigenen Stellung befinden[41]. Von dieser Vorstellung distanziert sich Buchanan in „Die Grenzen der Freiheit". Hier geht

38 Hier sind z.B. Hobbes, Locke, Rousseau und Kant zu nennen. Vgl. z.B. K. Graf Ballestrem, S. 2f., sowie P. Koller, Die neuen Vertragstheorien. In: K. Graf Ballestrem und H. Ottmann (Hrsg.), Politische Philosophie des 20. Jahrhunderts. München und Wien 1990, S. 281ff., hier S. 282ff.

39 Vgl. J.M. Buchanan [II], S. 106ff.; J.M. Buchanan [I], S. 55f.

40 Vgl. J.M. Buchanan and G. Tullock, The Calculus of Consent. Logical Foundations of Constitutional Democracy. 4th printing, Ann Arbor, MICH 1971.

41 „Essential to the analysis is the presumption that the individual is *uncertain* as to what his own precise role will be in any one of the whole chain of later collective choices that will actually have to be made. For this reason he is considered not to have a particular and distinguishable interest separate and apart from his fellows...His own self-interest will lead him to choose rules that will maximize the utility of an individual in a series of collective decisions with his own preferences on the separate issues being more or less randomly distributed"; J.M. Buchanan and G. Tullock, S. 78. Diese Annahme der Unwissenheit wird auch bei Rawls unterstellt, der im Urzustand von einem Schleier des Nichtwissens (veil of ignorance) ausgeht, der gleiche, rational handelnde Menschen, die kein Interesse aneinander zeigen, umgibt. Vgl. J. Rawls, Eine Theorie der Gerechtigkeit. (suhrkamp taschenbuch wissenschaft, Band 271.) 5. Auflage, Frankfurt a.M. 1990, S. 159ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

er von Individuen aus, die über ihre eigenen Handlungsrechte und die anderer Menschen informiert sind[42].

Ausgangspunkt für diese Menschen ist eine Anarchie, in der ohne Regeln des Zusammenlebens stetige Kollisionen aufgrund der fehlenden zugewiesenen Eigentumsrechte an knappen Gütern auftreten. Der für den einzelnen erreichbare Anteil an diesen Gütern ist von seinen physischen und intellektuellen Fähigkeiten abhängig, die er entsprechend einem Kosten-Nutzen-Kalkül auf Erlangung und Verteidigung aufteilen wird. Auf dieser Basis wird eine „natürliche Verteilung" entstehen, die „eine Art Gleichgewicht im theoretischen Sinne dar[stellt], in dem sich jeder bei der Sicherung (und Verteidigung) seiner Anteile ... so verhält, daß der Nutzen zusätzlicher Schutzaufwendungen (bzw. Besitzstandsänderungen) gleich den jeweiligen Grenzkosten ist"[43]. In diesem Zustand ist allerdings nur das Verhalten eines Individuums gegenüber anderen Personen unverändert, es besteht aber weiterhin die Notwendigkeit, Ressourcen zur Verteidigung bzw. zur Aneignung (etwa durch Raub) von Gütern zu verwenden. Bei unterstellter Eigennutzmaximierung werden die Individuen erkennen, daß dieser Ressourcenaufwand eine Verschwendung darstellt, die durch ein gegenseitiges Abkommen zum Schutz der Eigentumsrechte vermindert werden kann[44]. Aus diesem Grunde einigen sich die Individuen also freiwillig aus ihren eigenen Nutzenerwägungen heraus auf eine Beschränkung der jeweiligen Verhaltensoptionen[45]. Durch die Senkung der zur Eroberung und/oder Verteidigung benötigten Ressourcen kann für alle Beteiligten ein höheres Nutzenniveau erreicht werden[46]. Ein solches kollektives Handeln kann als frei beurteilt werden, weil sich sämtliche Gesellschaftsmitglieder auf diese Handlungsweise einigen. Ob ein einzelnes Individuum kollektivem Handeln zustimmt oder es ablehnt, ist dabei abhängig von individuellen Kostenüberlegungen[47].

Das Ergebnis solcher kollektiven Verhandlungen ist ein Gesellschaftsvertrag. Inhaltlich sollen in diesem Vertrag drei verschiedene Bereiche geregelt werden[48]:

- die Anerkennung von Eigentumsrechten, die im Prinzip das Ergebnis der freiwilligen verhaltensmäßigen Selbstbeschränkungen sind, die sich aus dem Abrüstungsvertrag ergeben,
- die Grundlagen des Rechtsschutzstaates,
- die Begründung des Leistungsstaates.

---

42 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 14ff.

43 J.M. Buchanan [I], S. 34.

44 Buchanan weist in diesem Zusammenhang ausdrücklich darauf hin, daß die Verteilung, über die eine Einigung zustande kommt, durchaus asymmetrisch sein kann, da von einer Ungleichheit der Menschen, die dieses Abkommen eingehen, bezüglich ihrer intellektuellen und physischen Fähigkeiten ausgegangen werden muß. Es werde nämlich durch nichts gerechtfertigt, davon auszugehen, „daß die Menschen als Gleiche in die erste Stufe des Verhandlungsprozesses eingehen müssen"; J.M. Buchanan [I], S. 37.

45 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 35.

46 Vgl. H. Leipold, Vertragstheoretische Begründung staatlicher Aufgaben. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 16 (1987), S. 177ff., hier S. 177.

47 Vgl. K. Homann [I], S. 139f.

48 Vgl. H. Leipold, S. 179.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Durch die Anerkennung von Eigentumsrechten, die einen ersten Teil des Buchanan vorschwebenden Vertragswerkes darstellt, ist der Sprung aus der Anarchie gelungen[49]. Das kann aber nicht der Endzustand sein, da es für die Individuen nunmehr vorteilhaft ist, diesen Vertrag zu verletzen, und sich unrechtmäßig im Wege von Diebstahl einen größeren Anteil an den Gütern zu sichern. Aus diesem Grunde wird es notwendig, eine Institution zu schaffen, die die Beachtung der Eigentumsrechte sicherstellt – eine Notwendigkeit, die sich daraus ergibt, daß der Eigentumsschutz den Charakter eines öffentlichen Gutes hat. Insofern ist es evident, daß ein Bedarf nach einer Zwangsgewalt entsteht, der um so höher ist, je größer die Anzahl der Teilnehmer an einer solchen Übereinkunft ist[50]. Diese Schaffung von Eigentumsrechten und deren Gewährleistung durch einen einzurichtenden Rechtsschutzstaat bilden den ersten Teil des Gesellschaftsvertrages.

Dem Rechtsschutzstaat wird dabei die Aufgabe zugewiesen, die Rechte, die aus den freiwilligen Vertragsvereinbarungen resultieren, zu sichern. Damit sind erstens die Verhaltensbeschränkungen des Individuums gegenüber den sonstigen Mitgliedern eines Gemeinwesens, zweitens die Festlegung von Eigentumsrechten und drittens die Bedingungen und Ausgestaltungen der Durchsetzung der Rechte angesprochen[51]. Diese Institution des Rechtsschutzstaates soll von Einflußmöglichkeiten der Betroffenen vollständig getrennt sein und bei optimaler Funktionsweise werturteilsfrei über Verletzungen des Rechts entscheiden. Die Schiedsrichteraufgabe soll mit Zwangsgewalten gekoppelt sein[52]. Institutionell ist zur Verhinderung des Rückfalls in die Anarchie an Gerichte und Polizei zu denken[53].

Durch diese grundlegenden Regelungen wird jetzt ein Tausch privater Güter ermöglicht, auf Grund dessen sich alle Beteiligten besser stellen können[54]. Soweit es allerdings um Güter geht, für deren effiziente Bereitstellung eine Übereinstimmung einer hohen Personenzahl erforderlich ist, sind Märkte als Koordinationsinstrument möglicherweise überfordert. Hier kann es notwendig werden, auf kollektive Entscheidungen zurückzugreifen, an denen in direkter oder indirekter Form sämtliche Mitglieder einer Gemeinschaft beteiligt werden[55]. Um eine tatsächliche Bereitstellung von Kollektivgütern sicherzustellen, ist es notwendig, allgemeine Regelungen zu treffen, die helfen sollen, das Freifahrerproblem zu überwinden. Aus diesem Grunde wird der Rechtsschutzstaat durch den Leistungsstaat ergänzt[56].

Für den Leistungsstaat sollen im Verfassungsvertrag grundlegende Bestimmungen über die anzuwendenden Regeln zur Entscheidungsfindung betreffend die Bereitstellung und Finanzierung öffentlicher Güter festgelegt werden. Diese beziehen sich sowohl auf die Abgrenzung zwischen privatem und kollektivem Bereich als auch auf

---

49 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 40.
50 Vgl. H. Leipold, S. 177f.
51 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 102f.
52 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 135ff.
53 Vgl. C.B. Blankart und M.-W. Stoetzer, S. 165.
54 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 41ff.
55 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 50ff.
56 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 51ff., 97ff. und 137ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

die für diese postkonstitutionell zu treffenden Entscheidungen zulässigen Abweichungen von der geforderten Einstimmigkeitsregel, von der hier aufgrund von Kostenerwägungen häufig abgegangen wird. Daneben muß die Aufteilung der Kosten, die mit den hoheitlich angebotenen öffentlichen Gütern verbunden sind, geregelt werden[57].

Soweit es um die Bereitstellung solcher Güter geht, durch deren Einführung ein Teil der Gesellschaftsmitglieder oder sogar alle besser gestellt werden, aber keines schlechter gestellt wird, kann davon ausgegangen werden, daß hier tendenziell auch dann eine Einigung erfolgt, wenn Einstimmigkeit vorausgesetzt wird. Erhebliche Probleme dürften sich aber ergeben, wenn dem Staat auch Aufgaben zugesprochen werden, die mit eindeutigen Gewinnern und Verlierern einhergehen. Allgemeine Zustimmung wird in diesem Fall kaum mehr zu erwarten sein[58]. Hier wäre es vorteilhaft, wenn über solche Regeln bereits zu einem Zeitpunkt entschieden würde, zu dem noch nicht bekannt ist, welche expliziten Interessen die einzelnen Individuen bezüglich eben dieser Regeln haben, ob sie also letztlich bei deren Anwendung zu den Gewinnern oder zu den Verlierern gehören werden[59]. Solche Situationen sind bei den von Buchanan unterstellten Annahmen relativ unwahrscheinlich, so daß es nicht zu einer Übereinkunft kommen wird. Da die Individuen seiner Ansicht nach über ihre Ausstattung mit Rechten informiert sind, sind sie auch in der Lage, ihren eigenen Gewinn- oder Verlustanteil an einer bestimmten Entscheidung abzuschätzen. Gehören sie tendenziell zu den Verlierern, werden sie somit für die betreffenden Regeln ihre Zustimmung verweigern. Hier könnte es hilfreich sein, mit den Annahmen, die von Rawls bzw. Buchanan/Tullock getroffen wurden, zu operieren: Unterstellt man bei den Individuen einen Schleier des Nichtwissens bezüglich der eigenen Verhältnisse und Interessen[60], könnte einer Regelung auch dann zugestimmt werden, wenn sie bei ihrer Anwendung nicht für jede Person vorteilhafte Ergebnisse mit sich brächte[61]. Praktische Regelungen müßten dann so ausgestaltet werden, daß sie eine allgemeine Zustimmung unter dieser Annahme des Nicht-Wissens finden könnten. Für den hier interessierenden Umweltbereich könnte eine solche Aufgabe durch den Gesetzgeber übernommen werden, indem ein Beschluß über allgemeine Prinzipien sowie Kriterien und Verfahrensregeln der Umwelt-, speziell der Abfallpolitik gefaßt wird[62]. Eine sinnvolle Variante könnte darin bestehen, nicht beteiligte Personen zu einer hypothetischen Regelfindung aufzurufen und sie unter Umständen mit Schiedsrichterfunktionen zu betrauen[63]. Anzuwenden wären diese Regeln durch Instanzen, die keine eigenen

57 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 103.

58 Vgl. G. Kirchgässner, Homo oeconomicus. Das ökonomische Modell individuellen Verhaltens und seine Anwendung in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 74.) Tübingen 1991, S. 195.

59 Vgl. G. Kirchgässner, S. 196ff.

60 Vgl. J. Rawls, S. 159ff.; J.M. Buchanan and G. Tullock, S. 78; G. Brennan und J.M. Buchanan, Besteuerung und Staatsgewalt. Analytische Grundlagen einer Finanzverfassung. Hamburg 1988, S. 3f. und 14f. Vgl. auch F.A. v. Hayek [II], Recht, Gesetzgebung und Freiheit. Band 2: Die Illusion der sozialen Gerechtigkeit. Landsberg a. L. 1981, S. 178 und S. 237f. (Fußnote 25).

61 Die Legitimationskraft eines solchen Gedankenexperiments wird allerdings auch kritisch gesehen. Vgl. z.B. V. Nienhaus [II], S. 182f.

62 Vgl. M. Faber und R. Manstetten, Rechtsstaat und Umweltschutz aus ökonomischer Sicht. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 2 (1989), S. 361ff., hier S. 364f.

63 Vgl. G. Kirchgässner, S. 197f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Interessen daran haben, für oder gegen wen in einem auszutragenden Konflikt entschieden wird.

Bezüglich des Gesellschaftsvertrages kann man im Rahmen der Vertragstheorie drei verschiedene Typen unterscheiden. Die erste Variante ist der Urvertrag (original contract). Nach diesem Ideal haben sich freie und gleiche Menschen auf einen Vertrag geeinigt, in dem sie die Verfassung ihres Staates und damit ihre Rechte und Pflichten als Bürger dieses Gemeinwesens festlegen. Es handelt sich hierbei um einen historisch stattgefundenen Vertragsschluß[64]. Dieser Vertragstypus ist einer vielfältigen Kritik unterzogen worden, die mit den Worten Ottmanns zusammengefaßt werden kann: „Erstens war es nicht so. Zweitens, wenn es so war, beweist es nicht, was es beweisen soll"[65]. Zum ersten Argument ist zu sagen, daß es in den seltensten Fällen historische Dokumente gibt, die nachweisen, daß ein solcher Vertrag zur Staatsbegründung stattgefunden hat. Normalerweise kann man wohl davon ausgehen, daß es sich eher um die Usurpation von Herrschaft gehandelt hat, die die Grundlage für eine Staatsbildung war. Aber selbst wenn man sich auf die Anfänge von Rom und Venedig bezieht, denen ein solcher Vertrag zugrunde gelegen haben soll, oder auf den Mayflower-Compact[66], so kann aus einem solchen ursprünglichen Vertrag noch lange keine bindende Wirkung für die nachfolgenden Generationen abgeleitet werden. Die Begründung liegt darin, daß diese Menschen tatsächlich nie den Regeln, die durch diesen Vertrag Gültigkeit erlangen, zugestimmt haben. Es würde sich also die fortwährende Notwendigkeit einer Erneuerung des Vertrages durch Zustimmung aller neuen Mitglieder des Staates ergeben. Abgesehen davon ist eine bindende Wirkung für alle jene Gemeinwesen abzulehnen, die nachweislich nicht auf solch einem historisch dokumentierten freiwilligen Vertrag basieren. Insofern ist also der Urvertrag als Legitimationsgrundlage staatlicher Gewalt nicht haltbar[67].

Eine andere Art der Legitimation versucht der Gedanke des impliziten Vertrages (implicit contract). Hier wird von der ursprünglichen Staatsgründung abstrahiert. Die politische Ordnung wird dadurch als legitim angesehen, daß die Mitglieder in ihr verbleiben und nicht abwandern. Wenn alle Möglichkeiten zu Kritik und Emigration garantiert würden, stimme derjenige, der gegen die bestehende Ordnung nicht protestiert oder aus ihr emigriert, implizit zu. Illegitimität würde somit aus Einschränkungen bezüglich der Möglichkeiten zur Artikulation von Kritik, Opposition oder Abwanderung resultieren[68]. Auch dieser Ansatz muß verworfen werden. Erstens kann man nicht davon ausgehen, daß der Verzicht auf Kritik oder Opposition eine bewußte Zustimmung bedeutet. Dies würde die Tatsache verkennen, daß in einem staatlichen Gemeinwesen neben politisch interessierten auch gänzlich desinteressierte bzw. inaktive Mitglieder vorhanden sind, bei denen eine Problematisierung der Legitimation staatlicher Eingriffe noch nicht stattgefunden hat[69]. Auch die Existenz unbehinder-

64 Vgl. K. Graf Ballestrem, S. 4f.
65 H. Ottmann, Politik und Vertrag. Eine Kritik der modernen Vertragstheorien. „Zeitschrift für Politik", Jg. 33 (1986), S. 22ff., hier S. 24.
66 Vgl. K. Graf Ballestrem, S. 5.
67 Vgl. H. Ottmann, S. 24f.
68 Vgl. K. Graf Ballestrem, S. 5.
69 Vgl. H. Ottmann, S. 27.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ter potentieller Emigration läßt noch keinen Schluß auf Zustimmung durch Verbleib zu, da die Hemmnisse (z.B. persönliche Bindungen), die dem entgegenstehen, außer acht gelassen werden. Abgesehen davon scheint es sich hier aber auch um einen Zirkelschluß zu handeln, da das Vorhandensein freiheitlicher Bedingungen, welches legitimiert werden soll, faktisch als Grundbedingung für eine implizite Zustimmung angesehen werden muß[70].

Diese Schwierigkeiten greift Buchanan auf, wenn er die bestehende Gesellschaftsordnung beurteilt. Als Beurteilungskriterium schlägt er eine hypothetische Konstruktion vor, nach der die Struktur so bewertet werden soll, „*als wäre* sie das Ergebnis eines gerade geschlossenen Vertrages oder eines Vertrages, der fortwährend ausgehandelt wird"[71]. Könnten alle betroffenen Bürger also einer bestehenden Ordnung im Rahmen eines solchen hypothetischen Vertrages zustimmen, wäre damit eine Möglichkeit geschaffen, Mängel des bestehenden Systems aufzudecken und Verbesserungsvorschläge anzubringen[72].

3.3. Theorie der sozio-ökonomischen Evolution und Zweikammersystem

Von Hayek wählt als Ausgangspunkt für seine evolutionstheoretischen Überlegungen die Annahme der Unwissenheit des einzelnen Individuums über die konkreten Umstände seines Daseins[73]. Diese ist beispielsweise auf die tatsächliche und geplante Vorgehensweise der Mitmenschen des Individuums, deren Auswirkungen auf die eigenen Aktionen und die Auswirkungen der eigenen Handlungen auf die anderer Individuen sowie auf die tatsächliche Ausgestaltung des gesamtgesellschaftlichen Systems bezogen[74]. Ausgehend von diesen Grenzen des Wissens[75] stellt sich die Frage,

---

70 Vgl. H. Ottmann, S. 27f.

71 J.M. Buchanan [I], S. 108. Der Gedanke des hypothetischen Vertrages findet sich bereits bei Kant. Besondere Bedeutung erlangt er bei Rawls, der ihn für eine fiktive Ausgangssituation, in der alle Beteiligten unter einem Schleier des Nichtwissens agieren, unterstellt. Rawls leitet daraus eine Einigung auf zwei Grundprinzipien ab: Erstens soll jedem Individuum eine maximale Menge an Grundfreiheiten zugestanden werden, zweitens sollen entstehende Ungleichgewichte so ausgestaltet sein, daß der Nutzen für die Schlechtergestellten maximiert wird und Ämter und Positionen im Wege der Chancengleichheit für alle gleichermaßen erreichbar sind. Vgl. J. Rawls, S. 336. Für eine kritische Betrachtung der Rawlsschen Annahmen vgl. z.B. V. Nienhaus [II], S. 180ff.

72 Auch dieser hypothetische Vertrag ist in verschiedenen Punkten kritisiert worden. Angeführt worden sind dabei u.a. die mangelnde Realitätsnähe und die Problematik, daß mit einer solchen Konstruktion de facto alle Ergebnisse – auch nach herrschender Meinung ineffiziente oder den freiheitlichen Grundwerten widersprechende Ordnungen – legitimiert werden könnten. Vgl. z.B. H. Ottmann, S. 28f.; V. Vanberg [I], Liberaler Evolutionismus oder vertragstheoretischer Konstitutionalismus? Zum Problem der institutionellen Reformen bei F. A. von Hayek und J. M. Buchanan. (Walter Eucken Institut Freiburg i. Br., Vorträge und Aufsätze, Band 80.) Tübingen 1981, S. 34. Entscheidend ist hier aber lediglich, daß hiermit eine Konstruktion entworfen wurde, mit der bestehende Gemeinwesen überprüft werden könnten und die gleichzeitig Möglichkeiten und Ansatzpunkte für eine Verbesserung bietet. Bezüglich der Änderungsmöglichkeiten vgl. J.M. Buchanan [I], S. 106ff.; vgl. auch V. Vanberg [I], S. 30 und S. 34.

73 Vertragstheoretischen Vorstellungen steht v. Hayek recht kritisch gegenüber. Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 24ff.

74 Vgl. F.A. v. Hayek [III], Die Verfassung der Freiheit. 3. Auflage, Tübingen 1991, S. 30ff., sowie F.A. v. Hayek [I], S. 27ff.

75 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 27ff.; E. Hoppmann [I], S. 37.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wie das gesellschaftliche Leben geordnet werden soll, um größtmögliche individuelle Freiheit zu sichern. Die Ordnung des gesellschaftlichen Lebens soll das Ausmaß der Möglichkeiten erhöhen, die eine unbekannte, beliebig aus einer Gesellschaft herausgegriffene Person hat, ihre Ziele erfolgreich verfolgen zu können[76]. Der Abstimmungsbedarf kann zum einen durch ein System allgemeiner Regeln, zum anderen durch eine zentrale Koordinationsinstanz befriedigt werden. Das erste Ordnungssystem ist kennzeichnend für die Koordination über Märkte (spontane Ordnung), das zweite beispielsweise für organisierte politische Gemeinwesen[77]. Regeln in der Form allgemeiner Verbote sind grundlegend für die Herausbildung spontaner Ordnungen, während sie bei Organisationen nur dann, wenn der Zentralinstanz nicht sämtliches Wissen zur Verfügung steht, neben Befehlen ebenfalls zur Koordination herangezogen werden müssen. Hier dienen die Regeln dann aber ebenso wie die Befehle auch zur Realisierung des Zieles der Organisation[78].

Regeln haben, soweit sie der Herausbildung spontaner Ordnungen dienen sollen, bestimmte Voraussetzungen zu erfüllen. Sie müssen allgemein und abstrakt, d.h. nicht auf bestimmte Handlungszwecke der Individuen bezogen sein. Dies führt zu deren negativer Formulierung. Die Regeln schreiben den Individuen nicht genau spezifizierte Aktionen vor, sondern schränken lediglich den Bereich der erlaubten Handlungen zum Schutze des Aktionsrahmens der einzelnen Individuen ein[79]. Die Abstraktheit ist nach von Hayek insbesondere deshalb notwendig, weil die Gültigkeit der Regeln sich generell auf eine „unbestimmte Anzahl künftiger Fälle"[80] erstrecken muß.

Das Ziel, das mittels dieser Verhaltensregeln erreicht werden soll, ist die Koordination auf unvollkommenem Wissen basierender zweckgerichteter individueller Handlungen mit dem Endresultat einer funktionsfähigen Gesamtordnung[81]. Da nun aber von Hayek eine umfassende staatliche Festlegung oder Lenkung dieser allgemeinen Regeln ablehnt[82] – und diese auch abgelehnen muß, da ein Gemeinwesen in der dafür erforderlichen Art in diesem Stadium seiner Überlegungen noch nicht existent ist –, ergibt sich die Notwendigkeit einer ursächlichen Erklärung der Herkunft dieser gewachsenen Reglementierungen. Hier verwendet er einen evolutionstheoretischen Ansatz und vertritt insofern eine Gegenposition zu den vertragstheoretischen Überlegungen, die von einem bewußt gestalteten Gesellschaftsvertrag ausgehen. Regeln

---

76 Vgl. F.A. v. Hayek [II], S. 41 und S. 175ff.; F.A. v. Hayek [IV], Recht, Gesetzgebung und Freiheit. Band 3: Die Verfassung einer Gesellschaft freier Menschen. Landsberg a. L. 1981, S. 102ff. und S. 193.

77 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 69ff.

78 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 72ff.

79 Vgl. V. Nienhaus [III], Persönliche Freiheit und moderne Demokratie.F.A. von Hayeks Demokratiekritik und sein Reformvorschlag eines Zweikammernsystems. (Walter Eucken Institut Freiburg i. Br., Vorträge und Aufsätze, Band 85.) Tübingen 1982, S. 8.

80 F.A. v. Hayek [V], Freiburger Studien – Gesammelte Aufsätze. (Wirtschaftswissenschaftliche und wirtschaftsrechtliche Untersuchungen, Band 5.) Tübingen 1969, S. 117.

81 Vgl. E. Hoppmann [I], S. 38.

82 Vgl. F.A. v. Hayek [V], S. 32. Von Hayek hält eine solche Vorgehensweise für eine Überschätzung der intellektuellen Fähigkeiten einzelner Individuen, die seiner Ansicht nach nicht in der Lage sind, das dezentralisierte Wissen zu sammeln und den Notwendigkeiten entsprechend auszuwerten. Vgl. auch F.A. v. Hayek [V], S. 84.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

haben sich danach im Wege einer kulturellen Evolution entwickelt[83]. Sie sind teilweise angeboren, teilweise anerzogen. Dabei haben sich im Laufe der historischen Entwicklung immer wieder Veränderungen des Regelwerkes ergeben, da in einem trial and error Prozeß immer nur die effizientesten Regeln an die nachfolgenden Generationen weitergegeben wurden und werden. Diese informellen Regeln, die sich aus der Überlieferung ergeben und zumeist ohne ausdrückliche Artikulation übernommen werden, führen quasi automatisch zu einer spontanen Ordnung[84], die aber nicht bewußt gesteuert wird, sondern eine unintendierte Resultante der individuellen Entscheidungen und Aktionen ist[85]. Durch diese unsichtbare Hand werden viele gesellschaftliche Prozesse, insbesondere Marktprozesse, gesteuert[86].

Die Negierung der bewußten Steuerung von Regeln bezieht sich allerdings nach von Hayek allein auf die Regeln der Sitte und Moral, die sich immer in einem spontanen Wachstumsprozeß entwickeln. Davon abzugrenzen sind die Regeln des Rechts, die bewußt entworfen bzw. verbessert werden können. Durch diese (relativ wenigen) Regeln kann die sich ergebende Ordnung gezielt beeinflußt werden[87]. Allerdings handelt es sich hierbei nicht um ein zweckgerichtetes Eingreifen im Sinne einer Schaffung bzw. Neuschaffung des gesamten Regelwerkes[88], das die Basis für eine spontane Ordnung bildet[89], sondern um eine indirekte Steuerung im Rahmen einer bewußten partiellen Verbesserung der aus der Evolution hervorgegangenen Regeln, die die Grundlage einer gesellschaftlichen Ordnung bilden. Im Gegensatz zu den Vorstellungen Buchanans ist das Wissen über adäquate Verhaltensregeln somit nicht Konsequenz einer zweckrationalen Übereinkunft der Gesellschaftsmitglieder, sondern das Wissen entsteht durch einen evolutionären Prozeß[90].

Ein Instrument zur Sicherstellung der Einhaltung der freiheitssichernden Regeln kann eine geschriebene Verfassung sein. Diese ist allerdings nicht konstitutiv für eine Gesellschaft, sondern die Gesellschaft entsteht dadurch, daß die Menschen „die gleichen Verhaltensregeln befolgen"[91]. In dieser Verfassung muß definiert werden, was Regeln gerechten Verhaltens sind und welches Ausmaß an Macht den verschiedenen

---

83 Vgl. V. Vanberg [I], S. 8.

84 Vgl. V. Vanberg [I], S. 8.

85 „Das kulturelle Erbe, in das der Mensch hineingeboren wird, besteht aus einem Komplex von Praktiken oder Verhaltensregeln, die sich durchgesetzt haben, weil sie einer Gruppe von Menschen zum Erfolg verholfen haben, die aber nicht deshalb angenommen wurden, weil bekannt war, daß sie den erwünschten Effekt herbeiführen würden"; F.A. v. Hayek [I], S. 34.

86 Vgl. E. Hoppmann [I], S. 38.

87 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 68f.

88 Damit wendet sich von Hayek gegen die Vorstellung der Planbarkeit der gesellschaftlichen Organisation. Die Vorstellung, „daß der Mensch die Beherrschung seiner Umwelt hauptsächlich durch seine Fähigkeit der logischen Deduktion aus expliziten Prämissen erlangt habe, [ist] faktisch falsch ... Es ist einfach nicht wahr, daß unsere Handlungen ihre Wirksamkeit einzig oder hauptsächlich einem Wissen verdanken, das wir in Worten formulieren können ..."; F.A. v. Hayek [I], S. 26.

89 Vgl. F.A. v. Hayek [III], S. 79f.

90 Vgl. E. Hoppmann [I], S. 39.

91 F.A. v. Hayek [III], S. 130; vgl. auch F.A. v. Hayek [I], S. 180ff. Dort heißt es unter anderem: „Sie [die Verfassung, N. W.] schafft ein Instrument, um Recht und Ordnung zu sichern und den Apparat für die Leistung anderer Dienste bereitzustellen, aber sie definiert nicht, was Recht und Gerechtigkeit sind"; F.A. v. Hayek [I], S. 181.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Organen der Regierung zukommen soll[92]. Von Hayek schwebt in seinem Modell einer idealen Verfassung[93] eine strikte Gewaltenteilung vor. Die grundlegende Klausel seines Verfassungsmodells „müßte zum Ausdruck bringen, daß .... Menschen nur in Übereinstimmung mit den anerkannten Regeln des gerechten Verhaltens, die dazu bestimmt sind, die individuelle Sphäre jedes einzelnen zu definieren und zu schützen, daran gehindert werden könnten zu tun, was sie wollen, oder gezwungen werden könnten, bestimmte Dinge zu tun"[94]. Diese grundlegende Klausel ist notwendig, um Abgrenzungen zwischen den Befugnissen der von ihm vorgeschlagenen getrennten Institutionen ziehen zu können. Damit erübrigt sich eine Aufzählung von spezifizierten, geschützten Grundrechten[95], denn diese sind bereits durch die allgemeinen Verhaltensregeln, an die die Zentralgewalt ebenso gebunden ist wie die einzelnen Individuen, gesichert. Es geht auch nicht um die explizite Formulierung oder Änderung dieser Verhaltensregeln, denn damit soll die legislative Versammlung betraut werden, sondern es handelt sich einerseits um eine Festlegung der Anforderungen, die allgemeine Regeln zu erfüllen haben, andererseits um die Zuteilung bzw. Aufteilung der Gewalt auf die verschiedenen Körperschaften. Wichtig ist von Hayek dabei die Schaffung von zwei getrennten Kammern, um Machtmißbrauch im Sinne von Einschränkungen der Freiheit und letztlich Versagen von Staat und Verfassung zu verhindern[96].

Bereits angesprochen wurde die legislative (gesetzgebende) Versammlung, die universelle Regeln, die ohnehin bereits Basis der Interaktionen der Menschen waren bzw. hätten sein sollen und die allein eine Zwangsanwendung gegenüber Mitgliedern der Gesellschaft legitimieren, in Form von Rechtssätzen formuliert[97]. Dieses Gremium kann, soweit die Beschlußfassung einstimmig erfolgt, so interpretiert werden, daß es als kostengünstige Simulation eines realen gesellschaftlichen Konsenses steht[98]. Die Berücksichtigung der dynamischen Komponente der Gesellschaften kommt darin zum Ausdruck, daß von Hayek allein dieser Nomothetae die Kompetenz zur Veränderung allgemeiner Regeln als Reaktion auf geänderte, nicht vorhersehbare Umweltbedingungen zugesteht[99]. Um die Unabhängigkeit der Mitglieder der legislativen Versammlung sicherzustellen und so willkürliche Freiheitsbeschneidungen zu verhindern, entwirft von Hayek recht detaillierte Vorstellungen über den Wahlmodus und die

---

92 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 181f.

93 Diese ideale Verfassung hat er seinen eigenen Worten nach nicht auf eine unmittelbare Anwendung hin konzipiert, da die Verfassungstraditionen der einzelnen Länder berücksichtigt werden müßten. Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 149ff.

94 F.A. v. Hayek [IV], S. 151.

95 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 152.

96 Zum Problem der zeitgenössischen Demokratie aus der Sicht von v. Hayek vgl. F.A. v. Hayek [IV], insb. S. 137ff.; S. Voigt, Die evolutionsorientierte Theorie der Verfassung – Bemerkungen zum Ansatz von Hayeks. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Jg. 40 (1991), S. 93ff., hier S. 94. Vgl. ausführlich zu dem von v. Hayek als „Konstruktionsfehler parlamentarischer Demokratien" bezeichneten Umstand auch V. Nienhaus [III], S. 13ff.

97 Vgl. z.B. E. Hoppmann [II], S. 55f.

98 Vgl. V. Nienhaus [IV], Konsens als praktische Entscheidungsregel. „Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie", Band 4 (1985), S. 137ff., hier S. 138f. und S. 146f. Nienhaus weist in diesem Zusammenhang aber auch darauf hin, daß einstimmige Entscheidungen nicht unbedingt sachgerecht sein müssen; vgl. V. Nienhaus [IV], S. 155f.

99 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 151.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zusammensetzung der Mitglieder dieser Versammlung. Für die Besetzung schweben ihm Männer und Frauen in einem relativ reifen Alter vor[100], die über eine ausreichende Lebenserfahrung verfügen und sich im Alltag bewähren konnten. Ihre Qualifikation soll durch eine indirekte Wahl durch ihre Altersgenossen zum Ausdruck kommen. Ihre unabhängige Position will er durch lange Amtszeiten und den Ausschluß einer Wiederwahl bei Sicherstellung des Lebensunterhaltes durch einen weitergehenden Einsatz in öffentlichen Ämtern, wobei ihm etwa die Beschäftigung als Laienrichter vorschwebt, absichern[101].

Diese genauen Angaben sind insofern wesentlich, als sie das Ziel verfolgen, eine klare Abgrenzung zu der nachgelagerten Kammer, der Regierungsversammlung, zu schaffen. Diese ist ohne Einfluß auf die allgemeinen Regeln und muß selbige als Grundlage ihrer Entscheidungen ansehen. Ihre Aufgabe besteht darin, Beschlüsse über das Tätigwerden der Regierung, die ihr als Exekutivorgan zugeteilt ist, zu fällen. Für die Regierungsversammlung gilt, daß die Mitglieder sich von denen der gesetzgebenden Körperschaft unterscheiden und sowohl Wahlverfahren als auch Amtsperioden divergieren sollen. Hierfür sieht von Hayek die bestehenden, auf Mehrheiten basierenden Organisationsprinzipien der parlamentarischen Demokratien als durchaus tragfähig an[102]. Materiell hat die Regierungsversammlung unter Beachtung der von der legislativen Versammlung erlassenen Regeln die Aufgabe, „den Regierungsapparat zu organisieren und über die Verwendung der materiellen und personellen Ressourcen, die der Regierung anvertraut wären, zu entscheiden"[103]. Der Regierung obliegt in diesem System der Vollzug der Entscheidungen der Regierungsversammlung. Dieser sind einerseits die Zwangsrechte zugewiesen, mittels derer die Einhaltung der allgemeinen Regeln sichergestellt werden soll[104], d.h. durch sie sollen Einschränkungen der Freiheit, die nicht im Interesse bestimmter anerkannter Notwendigkeiten liegen[105], verhindert werden. Diese Aufgabe der Regierung wird als Erzwingungsfunktion bezeichnet[106]. Andererseits ist die Regierung zur Bereitstellung öffentlicher Güter, deren Angebot im allgemeinen Interesse läge, das aber aufgrund des Freifahrerverhaltens der Individuen nicht zustande kommt, befähigt. Es ist allerdings in diesem Zusammenhang zu berücksichtigen, daß von Hayek in dieser Dienstleistungsfunktion

---

100 Dabei schwanken die Altersangaben zwischen 40 und 45 Jahren. Vgl. V. Nienhaus [III], S. 22.

101 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 156.

102 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 163. Wörtlich heißt es dort: „Es gibt keinen Grund, warum sie [die Regierungsversammlung, N. W.] nicht durch periodische Wiederwahlen der gesamten Körperschaft auf Parteienbasis gebildet werden ... und warum ihr Hauptgeschäft nicht von einem Exekutivausschuß der Mehrheit geführt werden sollte".

103 F.A. v. Hayek [IV], S. 163.

104 „Die Frage, die von zentraler Bedeutung ist, ... ist daher, welche Eigenschaften die Regeln besitzen müssen, damit die getrennten Handlungen der Individuen eine Gesamtordnung herbeiführen. Einigen solcher Regeln folgen alle Individuen in einer Gesellschaft wegen der gleichen Art, in der sich ihre Umgebung ihrem Geist darstellt. Andere befolgen sie spontan, weil sie Bestandteile einer gemeinsamen kulturellen Überlieferung sind. Aber es gibt noch andere, zu deren Befolgung sie gezwungen werden müssen, weil die Gesamtordnung, von der der Erfolg ihrer Handlungen abhängt, sich nur dann bildet, wenn diese Regeln allgemein befolgt werden, obwohl es im Interesse jedes einzelnen wäre, sie zu übertreten"; F.A. v. Hayek [I], S. 68.

105 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 151.

106 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 71.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

des Staates[107] keine Monopolstellung verankert sieht, so daß ein Ermessensspielraum für derartige Entscheidungen generiert wird, der für die typische Erzwingungsfunktion, eben die Gewährleistung der Einhaltung der freiheitssichernden Regeln, nicht besteht[108]. Die hier zur Anwendung kommenden Regeln der Organisation sind in erster Linie durch Zweckmäßigkeits- und Effizienzerwägungen und nicht durch Gerechtigkeitsüberlegungen bestimmt[109].

Die Trennung zwischen der Gesetzgebung im Sinne einer Änderung und Anpassung des Regelrahmenwerkes, auf dem die spontane Ordnung der Gesellschaft und die Organisation des Staates beruhen, und den Entschließungen über laufende Regierungsgeschäfte sowie der Kontrolle der Regierung sieht von Hayek als notwendig an, weil sonst die Gestaltung des institutionellen Rahmens zu sehr unter dem Druck der laufenden Regierungstätigkeit erfolgen würde[110].

Das für eine Legitimation hoheitlicher Entscheidungen grundlegende Problem, das sich bei von Hayek stellt, ist, inwieweit tatsächlich von einer effizienten Regelselektion im Zuge der evolutorischen Entwicklung ausgegangen werden kann und nach welchen Kriterien die Insititutionen und ihre Vertreter getestet werden können. Ein Einwand in dieser Hinsicht kommt von Buchanan, der den evolutorischen Optimismus v. Hayeks angreift[111]. Er geht davon aus, daß von Hayek die unterschiedlichen Möglichkeiten einer evolutorischen Entwicklung unzureichend berücksichtigt. Nach Buchanans Ansicht ist die Entstehung einer effizienten Ordnung, die sich durch die Auslese nicht haltbarer allgemeiner Regeln, die die Grundlage allen staatlichen Handelns darstellen sollen, ergibt, nicht sichergestellt. Insofern hätte seiner Meinung nach die Bildung und Funktionsweise von Institutionen nicht allein auf der Basis der unsichtbaren Hand erklärt werden dürfen. Vielmehr seien Kriterien notwendig, die eine Überprüfung konkret ausgestalteter Systeme ermöglichen[112]. Folgt man der Interpretation Vanbergs, dann stellt aber auch von Hayek implizit auf den Konsens als legitimatorische Quelle ab[113].

Unabhängig davon, ob man nun diese Kritik bezüglich der Legitimationskriterien für staatliches Handeln im Kontext von Hayeks akzeptiert oder nicht, kann hier festgehal-

---

107 Vgl. F.A. v. Hayek [I], S. 71; F.A. v. Hayek [IV], S. 67ff.

108 Vgl. z.B. V. Vanberg [II], Friedrich August Hayek. In: K. Graf Ballestrem und H. Ottmann (Hrsg.), S. 47ff., hier S. 54, sowie E. Hoppmann [II], S. 54.

109 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 74f.

110 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 33f. und S. 144; vgl. auch M. Faber und R. Manstetten, S. 364.

111 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 237.

112 Vgl. V. Vanberg [I], S. 26ff.

113 „So verweist Hayek auf den *Konsens* unter den Beteiligten als die letztendliche Quelle der Legitimität konstitutioneller Regeln, wenn er die 'allgemeine Anerkennung derselben Regeln' als die Grundlage einer friedlichen Gesellschaft bezeichnet, oder wenn er davon spricht, 'daß sich die Gewalt der Mehrheit in letzter Linie von Grundsätzen ableitet, die auch die Minderheiten anerkennen"; V. Vanberg [I], S. 40. Vgl. auch F.A. v. Hayek [IV], S. 21ff., 34, 71; F.A. v. Hayek [III], S. 129f. Nienhaus wendet sich gegen die Vorstellung Vanbergs, daß das Beurteilungskriterium v. Hayeks der Konsens sei. Als Beweis führt er die Einkommensumverteilung durch eine progressive Besteuerung an, für die durchaus eine konsensuale Übereinkunft bei Gültigkeit entsprechender Bedingungen erreicht werden könnte. Diese würde aber das wettbewerblich zustande gekommene Marktergebnis verändern, wodurch die Grundlagen v. Hayeks in Zweifel gezogen würden; vgl. V. Nienhaus [III], S. 37f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ten werden, daß er wie Buchanan ein Modell entwickelt hat, mit dem die Einschränkung individueller Freiheiten zum Vorteil aller begründet werden kann. Diese Einschränkungen erfolgen zum einen durch allgemeine Regeln, die das Verhältnis der Individuen im privatwirtschaftlichen Kontakt zueinander regeln und durch eine Zwangsinstanz durchgesetzt werden. Zum anderen ergibt sich eine Einschränkung dahingehend, daß Maßnahmen, die der Bereitstellung öffentlicher Güter dienen, von hoheitlichen Organen (Regierungen) durchgeführt werden. Die Entscheidung über diese Güter erfolgt in der Regel aber nicht einstimmig, sondern über Mehrheitsentscheidungen. Der Verzicht auf die Einstimmigkeit für solche Entscheidungen ist bei Buchanan das Resultat eines individuellen Kosten-Nutzen-Kalküls, bei dem die erwarteten zunehmenden Kosten der Einigung bei einer Annäherung an die Einstimmigkeit den abnehmenden Kosten aufgrund der Nicht-Berücksichtigung individueller Interessen gegenübergestellt werden[114]. Für verschiedene Aufgaben der Regierung ergeben sich dann, basierend auf divergierenden individuellen Kosten-Nutzen-Kalkülen, unterschiedliche Grade der erforderlichen Zustimmung. Von Hayek geht davon aus, daß die Individuen, um Kollisionen zu verhindern, aus eigenem Interesse heraus allgemeine Regeln akzeptieren, die ihnen bei einer Anwendung im konkreten Fall theoretisch sowohl Vor- als auch Nachteile erbringen können, weil sie erwarten, daß sie einmal auf der Gewinner- und im anderen Fall auf der Verliererseite stehen werden[115]. Allerdings erfolgt nicht vorab eine Einigung auf bestimmte Verfahren, sondern es besteht nur Einigkeit dahingehend, daß die Ergebnisse von hoheitlichen Entscheidungen bestimmte allgemeine Regeln nicht verletzen dürfen[116]. Während die individuelle Entscheidung bei Buchanan daraus abgeleitet wird, individuelle Zwecke im postkonstitutionellen Stadium bestmöglich zu realisieren, geht von Hayek von der fehlenden Kenntnis über konkrete Umstände für das einzelne Individuum aus[117]. Diese Zweck- bzw. Regelrationalität führt dazu, daß es aus individueller Sicht rational sein kann, einzelnen Verfahren entweder zuzustimmen oder diese zu akzeptieren, auch wenn sie bei ihrer Anwendung möglicherweise nachteilige Wirkungen für einzelne Gesellschaftsmitglieder mit sich bringen[118]. Die Rationalität der Zustimmung zu solchen Verfahren ergibt sich daraus, daß dann, wenn konkrete Ergebnisse von Verhaltensweisen sichtbar sind, eine umfassende Zustimmung zu diesen nicht mehr erwartet werden kann, wenn einige Individuen bevorteilt, andere benachteiligt werden. Wenn aber diese Entscheidungsergebnisse keine allgemeine Zustimmung mehr finden, bleibt als Lösung nur die Suche nach Entscheidungsverfahren, die allgemein akzeptiert werden. Die Ergebnisse eines solchen Verfahrens, die zwangsweise gegenüber den Individuen durchgesetzt werden können, obwohl dieser Zwang auf der Ebene der Ergebnisse nicht individuell begründbar ist, können dann bei allgemeiner Zustim-

114 Vgl. G. Kirsch, Neue Politische Ökonomie. 2. Auflage, Düsseldorf 1983, S. 48ff.; E. Hoppmann [I], S. 37.

115 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 71; F.A. v. Hayek [III], S. 173f.

116 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 34ff. Nach Hayek „gibt [es] nicht zuerst eine Gesellschaft, die sich dann Regeln gibt, sondern es sind gemeinsame Regeln, die verstreute Gruppen in eine Gesellschaft verschmelzen"; F.A. v. Hayek [IV], S. 57.

117 Vgl. E. Hoppmann [I], S. 37f.

118 Vgl. auch F.A. v. Hayek [IV], S. 21ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mung oder Akzeptanz durch das Verfahren legitimiert werden, das zur Anwendung gekommen ist[119].

Sobald die kollektive Entscheidungsfindung auf postkonstitutioneller Ebene im Buchanan'schen Sinne nicht mehr einstimmig erfolgt, so daß einzelnen Individuen Lasten aufgebürdet werden können, die nur aufgrund der Zustimmung zum Verfahren oder seiner Akzeptanz getragen werden, wird die Installation von Kontrollmechanismen notwendig, worauf weiter unten noch näher eingegangen wird. Zwar kann argumentiert werden, daß sämtliche Entscheidungen, die Ausfluß von „gerechten" Verfahrensgrundsätzen und Entscheidungsregeln sind, positiv zu bewerten sind. Dem ist aber entgegenzuhalten, daß die Ergebnisse von Verfahren durch Macht, Verhandlungsgeschick und Organisationsfähigkeit von Individuen bestimmt werden. Diese Unvollkommenheiten machen die Einrichtung von Kontrollinstitutionen notwendig[120].

Im folgenden soll zunächst aufgezeigt werden, wie die Bereitstellung von Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten im Rahmen einer privatwirtschaftlichen Koordination ablaufen würde und welche Probleme damit verbunden sind. Hier wird also hinterfragt, ob sich Entscheidungsergebnisse finden lassen, die die Zustimmung von allen Beteiligten finden, weil jeder Beteiligte seine Wohlfahrt steigern kann, regelmäßig bei gleichzeitigen Wohlfahrtserhöhungen anderer[121]. Daran anschließend wird dieser Vorgehensweise als Alternative ein kollektiv organisierter Bereitstellungsprozeß gegenübergestellt, bei dem nicht mehr unbedingt von allen Betroffenen das Entscheidungsergebnis, wohl aber das Verfahren akzeptiert wird. Hier sei noch einmal darauf hingewiesen, daß die Entscheidung darüber, welches Koordinationsverfahren zur Anwendung kommt, auf konstitutioneller Ebene getroffen wird und davon abhängig ist, welcher Mechanismus (Marktkoordination mit Ergebnisgerechtigkeit oder kollektive Koordination mit Verfahrensgerechtigkeit) als der leistungsfähigere angesehen wird.

---

119 Vgl. G. Kirsch, S. 46; vgl. auch F.A. v. Hayek [I], S. 183f.; F.A. v. Hayek [IV], S. 74f. sowie S. 167f.
120 Vgl. K. Homann [I], S. 187ff.
121 Vgl. G. Kirsch, S. 33.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Viertes Kapitel

Privatwirtschaftliche Ansatzpunkte zur Lösung von Standortkonflikten

1. Schaffung und Zuordnung von Eigentumsrechten

Ein der Marktwirtschaft adäquates Instrument zur Sicherung der Allokationseffizienz ist die Installation von Eigentumsrechten an knappen Gütern, die den Eignern Besitz- und/oder Nutzungsrechte zugestehen, welche gemäß ihren Präferenzen mit Dritten getauscht werden können[1]. Das Fehlen von Eigentumsrechten führt zu Konflikten, da nicht eindeutig ist, welche Rechte mittels hoheitlichen Zwangs durchsetzbar sind. Bestehen dagegen diese Rechte, so kann es unter noch näher zu erläuternden Bedingungen unabhängig von der Aufteilung der Rechte zu wohlstandssteigernden Tauschhandlungen zwischen Personen kommen.

Aus der Theorie der Verfügungsrechte folgt bezüglich externer Effekte, daß diese in ein Marktsystem integriert und damit internalisiert werden können, wenn für die von ihnen betroffenen Ressourcen Eigentumsrechte geschaffen werden[2]. Herausragende Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang der Arbeit von Coase zu[3], in der er gezeigt hat, daß dann, wenn Eigentumsrechte an knappen Ressourcen bestehen, diese bei Nichtexistenz von Transaktionskosten unabhängig von ihrer personellen Zuordnung in die gesamtwirtschaftlich effizientesten Verwendungsformen gelenkt werden. Unter Transaktionskosten, auf die weiter unten noch detaillierter eingegangen wird, sind dabei die Kosten für die Installation der Eigentumsrechte sowie die Ingangsetzung, Durchführung und Kontrolle des Tausches von Eigentumsrechten zu verstehen[4]. Die These, daß die Existenz von Eigentumsrechten an knappen Gütern dazu führt, daß diese durch Tausch in ihre gesamtwirtschaftlich effizientesten Verwendungen gelenkt

---

1 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 23ff.

2 Vgl. L. Wegehenkel [I], Transaktionskosten, Wirtschaftssystem und Unternehmertum. Tübingen 1980, S. 9.

3 Vgl. R.H. Coase, Das Problem der Sozialen Kosten. In: H.-D. Assmann u.a. (Hrsg.), Ökonomische Analyse des Rechts. (Athenäum Taschenbücher Rechtswissenschaft, Band 6211.) Kronberg/Ts. 1978, S. 146ff.

4 Vgl. z.B. B. Röper, Ansprüche, Eigentums-, Verfügungs- und Nutzungsrechte auf den Wald in Deutschland (BR). In: M. Neumann (Hrsg.), S. 319ff., hier S. 332.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

werden, wird als Effizienzthese bezeichnet. Die Unabhängigkeit dieses Ergebnisses davon, welcher der Tauschpartner bei Abwesenheit von Transaktionskosten Eigner des Rechtes an knappen Gütern ist, führt zur sog. Invarianzthese[5]. Bevor diese im Zusammenhang mit der Abfallbehandlung und -beseitigung näher untersucht wird, soll kurz auf die Primärverteilung von Rechten an knappen Gütern eingegangen werden.

Setzt man eine gegebene Verteilung von Basisgütern, also im Prinzip von Grundrechten, voraus, so stellt sich die Frage, worauf sich Eigentumsrechte an Gütern beziehen sollen und welche Anforderungen an sie gestellt werden müssen. Eigentumsrechte sollen alle knappen Ressourcen Wirtschaftssubjekten zuordnen[6]; sie sollen genügend abstrakt, universal und allgemein gültig sein[7]. Dabei bedeutet die Abstraktheit von Eigentumsrechten, daß die eine Rechtsordnung setzende Instanz keine konkreten Verwendungsvorgaben machen soll, um das Individuum nicht in seinen Handlungsmöglichkeiten einzugrenzen. Die Universalität beinhaltet, daß die Rechte nicht auf bestimmte Ressourcen bezogen sein dürfen, sondern prinzipiell ein Bezug zu allen verfügbaren Ressourcen möglich sein muß. Mit der Allgemeingültigkeit ist die Tatsache angesprochen, daß die Rechtsordnung die Eigentumsrechte nicht an persönliche Qualifikationen eines einzelnen Individuums anknüpfen darf und damit allen anderen Personen die Möglichkeit der Nutzung dieser Rechte verweigern kann[8]. Daneben müssen die Eigentumsrechte den Kriterien der Durchsetzbarkeit und Widerspruchsfreiheit genügen. Durchsetzbarkeit meint, daß der Inhaber eines Eigentumsrechts dieses mit Hilfe hoheitlicher Organe wie Polizei und Gerichte geltend machen kann. Die Widerspruchsfreiheit beinhaltet, daß die einzelnen Personen zugeordneten Verfügungsrechte an knappen Gütern einander nicht entgegenstehen dürfen[9].

Der Besitzer kann sein Eigentumsrecht nach seinen eigenen Vorstellungen nutzen bzw. ausfüllen und ist dabei nicht an die möglicherweise entgegenlaufenden Vorstellungen anderer gebunden oder auf deren Zustimmung zu einer bestimmten Nutzungsmöglichkeit angewiesen[10]. Diese eigenständige Ausfüllungsberechtigung für die Handlungsrechte wird auch nicht durch Einschränkungen der Nutzungsalternativen Dritter an deren Ressourcen begrenzt. Sollten hier unter Effizienzgesichtspunkten Korrekturen erforderlich sein, so werden diese nach dem Coase-Theorem von den Marktteilnehmern durch freiwilligen Tausch selbst vorgenommen. Dabei kann entweder das gesamte Eigentumsrecht dem Tausch unterliegen oder auch nur bestimmte Teile. Zum partiellen Tausch von Eigentumsrechten ist eine genaue Spezifikation der zu tauschenden Handlungsrechte erforderlich, damit keine Unsicherheiten bezüglich des Tauschobjektes zwischen den Individuen bestehen[11]. Hätte beispielsweise der durch die

5 Vgł. A. Endres [III], S. 639.
6 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 68.
7 Vgl. P. Behrens, S. 123f. und S. 129.
8 Vgl. P. Behrens, S. 123f.
9 Vgl. C.C. v. Weizsäcker, S. 144.
10 Vgl. P. Behrens, S. 127f.
11 Vgl. J.M. Buchanan [III], Rights, Efficiency, and Exchange: The Irrelevance of Transactions Cost. In: M. Neumann (Hrsg.), S. 9ff., hier S. 24.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abfallbeseitigung möglicherweise Geschädigte ein umfassendes Eigentumsrecht am Grundwasser, so könnte er dieses vollständig an den Abfallbeseitiger übertragen oder diesem einzelne Rechte gewähren, die ihm gestatten, bestimmte Stoffe in einer bestimmten Form zu einem bestimmten Zeitpunkt in das Grundwasser zu emittieren. Dazu ist es notwendig, daß das Eigentum an dem Nutzungsrecht dieses Mediums klar benannt und verteilt ist, so daß von einer Rechtssicherheit bezüglich der Exklusivität des Zugriffs auf diese Ressource ausgegangen werden kann[12].

Es bestehen zwei grundsätzlich unterschiedliche Möglichkeiten der Zuordnung der mit Eigentumsrechten einhergehenden Handlungsrechte, d.h. der Ausgestaltungsformen der Nutzung der Rechtsgüterbündel. Die erste Möglichkeit besteht in einem Abwehrrecht des (potentiell) geschädigten Individuums. Dies würde bedeuten, daß die Rechtstitel dem Individuum, das den schädigenden Wirkungen ausgesetzt ist, zugeordnet sind und dieses nach seinen Vorstellungen entweder die Emissionen, soweit die Immissionen daraus in seinem Verfügungsbereich niedergehen, untersagen kann oder sich gegen entsprechende Kompensationsleistungen mit einer Minderung seiner Handlungsrechte, hier verstanden als Recht auf saubere Umwelt, einverstanden erklären kann. Die zweite Alternative ist das Schädigungsrecht. Dies bedeutet, daß der Abfallerzeuger bzw. -beseitiger das Recht zur Emission von gefahrenträchtigen Stoffen hat und Dritte eine ihnen möglicherweise daraus entstehende Schädigung in Kauf zu nehmen haben bzw. dem Abfallerzeuger /-beseitiger das Angebot machen können, gegen Entschädigungsleistungen ganz oder teilweise auf sein Schädigungsrecht zu verzichten[13]. Die Abwehr- und Handlungsrechte, die die Basis für mögliche Verhandlungen zwischen den beiden beteiligten Parteien darstellen, werden im folgenden unter der Bezeichnung Verursacher- und Laissez-Faire-Regelung noch ausführlicher behandelt, wobei auch eine Überprüfung der o.g. Invarianzthese stattfinden wird.

Vor allem im Umweltbereich wird immer wieder darauf verwiesen, daß das Fehlen von Eigentumsrechten zu beklagen sei[14], was zur Folge habe, daß Märkte und damit auch Preise für Umweltressourcen fehlen würden[15], wodurch eine Internalisierung externer Kosten erschwert, wenn nicht unmöglich gemacht würde. Insofern erscheint es

---

12 Die genaue Spezifizierung bzw. Definition von Eigentumsrechten als notwendige Voraussetzung für einen möglicherweise erfolgenden freien Tausch wird in fast allen mit diesem Problemkreis beschäftigten Arbeiten herausgestellt. Vgl. für viele: H. Karl [II], Property Rights als Instrument für eine umwelt- und grundwasserschonende Landwirtschaft. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 10 (1987), S. 23ff., hier S. 26f., sowie L. DeAlessi, On the Nature and Consequences of Private and Public Enterprises. „Minnesota Law Review", vol. 67 (1982), S. 191ff., hier S. 204, zitiert nach D.G. Davies and PF. Brucato, Jr., Property Rights and Transaction Costs. Theory and Evidence on Privately-Owned and Government-Owned Enterprises. „Journal of Institutional and Theoretical Economics", Jg. 143 (1987), S. 7ff., hier S. 11.

13 Vgl. allgemein zu diesen Handlungsrechten H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 94f.

14 Vgl. z.B. A. Endres [IV], Umwelt- und Ressourcenökonomie. (Erträge der Forschung, Band 229.) Darmstadt 1985, S. 47; A. Bauer und E. v. Böventer, Möglichkeiten einer Umwelthaftung mit Einführung einer Versicherungspflicht. „Wirtschaftsdienst", Hamburg, Jg. 69 (1989), S. 439ff., hier S. 439.

15 Vgl. für viele Sinn, H.-W. und Schmoltzi, U., Eigentumsrechte, Kompensationsregeln und Marktmacht – Anmerkungen zum „Coase Theorem". „Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik", Stuttgart, Band 196 (1981), S. 97ff., hier S. 97.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

notwendig, über die Schaffung von entsprechend ausgestalteten Eigentumsrechten für die durch die Risiken von Abfallanlagen tangierten Umweltressourcen und ihre Zuordnung zu Individuen nachzudenken. Dabei stellt sich neben der konkreten Ausgestaltung der Property Rights bei ihrer Ausformung durch eine rechtsetzende Instanz auch die Frage nach ihrer Nutzungsimplikation[16] für denjenigen, dem das Recht zugewiesen wird, damit das intendierte Ziel – ein freiwilliger Tausch der Eigentumsrechte gemäß den Prinzipien der Privatautonomie und Handlungsfreiheit zur Erreichung einer gesamtgesellschaftlichen Pareto-Optimalität – erreicht wird.

2. Tausch von Eigentumsrechten

2.1. Laissez-Faire-Regel

Bei der Beschäftigung mit einer Anlage, die unerwünschte Auswirkungen auf Dritte mit sich bringt, war bis zu der genannten Arbeit von Coase über das Problem der sozialen Kosten die zentrale Frage, wie der Anlagenbetreiber, der ein anderes Individuum in seinen Rechten schädigt, daran gehindert werden könne, diese Schädigung weiterzubetreiben. Durch Coase wurde die Reziprozität dieses Problems mit dem Tenor herausgearbeitet, daß zunächst zu entscheiden sei, ob der Anlagenbetreiber das Recht habe, das andere Individuum zu schädigen, oder ob die betroffene Person den Betreiber legitimerweise in der Wahrnehmung seiner eigenen gewinn- oder nutzenmaximierenden Interessen tangieren dürfe[17]. Es geht hier also letztlich zunächst nicht darum, wer der Verursacher eines Umweltschadens ist, sondern darum, wem das Nutzungsrecht origionär zugestanden wurde. Für den Laissez-Faire-Fall liegt dieses Eigentumsrecht beim Abfallerzeuger. Dies impliziert, daß „es dem Verursacher A gestattet ist, eine Aktivität, von der der externe Effekt ausgeht, ohne Zustimmung des Geschädigten B auf beliebigem Niveau auszuüben. Will der Betroffene die Reduktion der externen Schädigung erzielen, so muß er den Verursacher durch Kompensationszahlungen dazu bewegen"[18].

Diese Ausgangssituation ist in Schaubild 13 dargestellt. Entsprechend den Gegebenheiten im Ein-Personen-Modell ist der Abfallerzeuger nicht gezwungen, die Interessen und Bedürfnisse des betroffenen Individuums im Standort 1 in seine Kalkulation einzubeziehen. Dementsprechend wird er den Transport der Abfälle bei erwarteten Grenzschadkosten $s_0^{*'}$ in seinem Standort und Grenztransportkosten k_T' bis zu dem für ihn optimalen Punkt e^* vornehmen. Diese Vorgehensweise entspricht allerdings nur dem Zustand der originären Verteilung von Property Rights, in der für den Schädiger keine durch den Geschädigten bedingten Anreize zur Vermeidung von Schäden bzw.

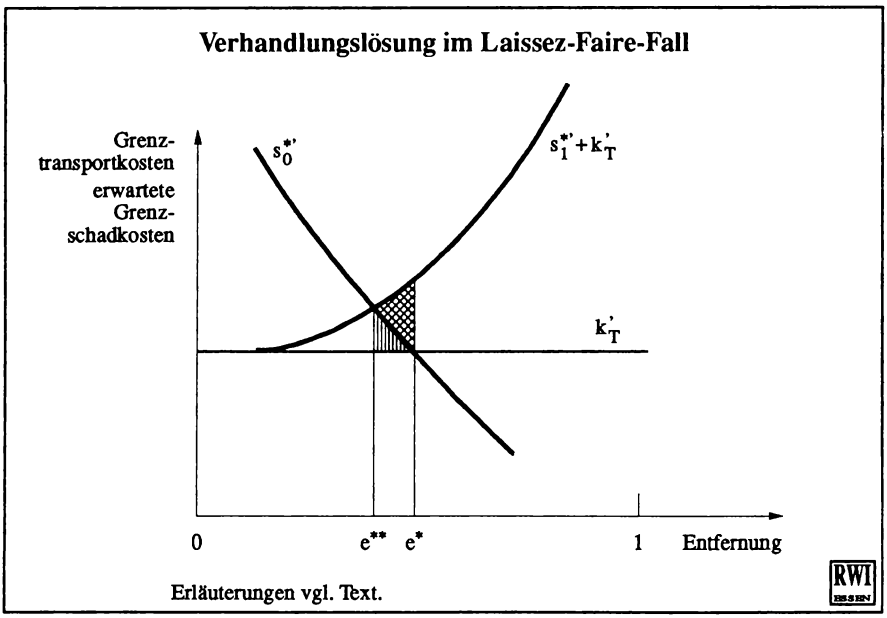
16 So muß z.B. geklärt sein, ob mit dem Grundeigentum auch die Nutzungsmöglichkeit des Immissionspotentials verbunden ist. Vgl. H. Karl [II], S. 30.

17 Vgl. R.H. Coase, S. 148f. An dieser Stelle liefert Coase einige Beispiele zur Verdeutlichung dieses Problemkreises. Das auf die Problematik der Abfallbeseitigungsanlagen am besten übertragbare Beispiel hat er den Ausführungen von Stigler entnommen. Es behandelt die anlagenbedingte Gewässerverunreinigung, die zu einer Reduktion des Fischbestandes und damit zu einer Einbuße für einen an dem Gewässer angesiedelten Fischzüchter führt. In diesem Fall muß nach Coase ein Kosten-Nutzen-Vergleich zwischen den hergestellten Produkten und den vernichteten Fischen angestrengt werden.

18 A. Endres [III], S. 638.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 13



zur Schadensvorsorge ausgehen. Im Wege des Tausches kann nun eine Neuordnung der Eigentumsrechte erreicht werden, sofern die von Coase angenommenen Voraussetzungen Gültigkeit erfüllt sind, d.h.,

- es existiert ein Rechtssystem, in dem unzweideutig alle Eigentumsrechte geklärt und im Wege der Primärallokation zugeordnet sind[19];
- es besteht die Möglichkeit für beliebige Verhandlungen und einen freiwilligen Tausch dieser Eigentumsrechte bzw. von genau spezifizierten Teilen dieser Rechte;
- es fallen keine Transaktionskosten für die Ingangsetzung, Durchführung und Kontrolle dieser Tauschhandlungen an[20];
- die Wirtschaftssubjekte handeln rational, was die persönliche Nutzen- bzw. Gewinnmaximierung als Zielsetzung impliziert;
- es gilt die Modellwelt kompetitiver Märkte, auf denen die Individuen als Preisnehmer auftreten[21].

---

19 Damit soll nach Coase die eigentliche Aufgabe des Staates hinsichtlich der Ressourcenallokation abgeschlossen sein, womit er sich deutlich von Pigou abgrenzt, der eine stärkere Eingriffspotenz des Staates für die nach ihm benannte Pigou-Steuer voraussetzt. Vgl. hierzu insbesondere die Ausführungen zu den Pigouschen Vorstellungen, die in „The Economics of Welfare" deutlich werden, bei R.H. Coase, S. 179ff.

20 Vgl. z.B. L. Wegehenkel [II], Coase-Theorem und Marktsystem. (Wirtschaftswissenschaftliche und wirtschaftsrechtliche Untersuchungen, Band 15.) Tübingen 1980, S. 16ff.

21 Vgl. G. Aschinger, S. 99.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Voraussetzung für eine effiziente Übertragung von Eigentumsrechten ist die Vertragsfreiheit. Diese beinhaltet zum einen eine Abschlußfreiheit, wonach der einzelne selbst darüber bestimmen kann, ob er Verträge schließen möchte oder nicht, zum anderen eine Inhaltsfreiheit, was bedeutet, daß es den Vertragspartnern freigestellt ist, den Inhalt der Verträge festzulegen[22]. Unter diesen Bedingungen wird es möglich, daß (bei funktionsfähigem Wettbewerb) Ressourcen in ihre effizienteste Verwendung gelenkt werden. Zu diesem Zwecke ist es sinnvoll, zunächst von einem fairen Vertrag auszugehen, was bedeutet, daß Täuschung, Drohung, Preisdiktate und Monopolstellungen ausgeschlossen werden. Ein solcher Vertrag ermöglicht es, daß bei rationalem Verhalten beide Vertragspartner aus dem Vertragsabschluß einen Nutzen ziehen. Stellt sich nunmehr im nachhinein heraus, daß der Vertragsabschluß mit nachteiligen Wirkungen verbunden war, was z.B. in einer mangelhaften Informationsbasis begründet sein kann, da die Risiken teilweise nicht prognostizierbar waren, können allerdings ex post Korrekturen erforderlich werden[23]. Läßt man dieses Problem zunächst außer acht, können die Vertragspartner einen sogenannten vollständigen Vertrag abschließen. In einem solchen Vertrag, bei dem es sich um ein theoretisches Konstrukt handelt[24], werden alle Risiken zugeordnet, und es übernehmen zum beiderseitigen Vorteil diejenigen ein Risiko, die es mit dem geringsten Aufwand vermeiden, versichern oder auf andere Art bewältigen können. Auflösungsgründe können nicht bestehen, da ein Irrtum hinsichtlich des Vertragsgegenstandes ex definitione ausgeschlossen wird.

Da unter diesen Bedingungen keine Transaktionskosten existieren, kann das geschädigte Individuum mit dem Abfallerzeuger in jedem Fall in Verhandlungen treten, sofern es die mit einer Kompensationszahlung einhergehende Verbesserung seiner Umweltbedingungen höher einschätzt als die für es selbst negative Übernutzung der Umwelt, die daraus resultiert, daß der Abfallerzeuger die mit den Emissionen aus der Abfallanlage verbundenen Kosten nicht in sein Optimierungskalkül einbezieht. Für die Tauschmöglichkeiten ist davon auszugehen, daß der Schädiger nur dann einer Reduzierung der Umweltnutzung zustimmen, d.h. entweder weniger Müll produzieren/beseitigen/behandeln bzw. die Abfälle weniger weit von seinem Standort in Richtung des Standortes des Geschädigten transportieren oder höhere Vorsorgeaufwendungen zur Schadensreduktion bzw. -vermeidung treffen wird, wenn er die dadurch entstehenden Kosten bzw. die entgangenen Erlöse zumindest ersetzt bekommt[25].

Faßt man die Kompensationszahlungen als „durch differente Kostenstrukturen angereizte Reallokationen von Umweltnutzungen (bzw. Umweltnutzungsrechten)"[26] auf, so ist davon auszugehen, daß die Primärallokation nicht zu einer pareto-optimalen Allokation der Umweltnutzungen geführt hat und über einen kompensatorischen Austausch der Eigentumsrechte eine Besserstellung beider Parteien erfolgen soll. Gemäß dem Laissez-Faire-Gedanken müßte der Geschädigte alle bei ihm entstehen-

22 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 247.
23 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 247 und S. 271.
24 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 250ff. und S. 270.
25 Vgl. A. Bauer und E. v. Böventer, S. 440.
26 E. Gawel und M. v. Mark, Kompensationslösungen im Umweltschutz. Kritische Überlegungen zur effektiven umweltpolitischen Reichweite eines instrumentellen Hoffnungsträgers. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 4 (1991), S. 52ff., hier S. 54.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

den Schäden – also auch die vom Abfallerzeuger verursachten – selbst tragen[27]; es ergäbe sich der optimale Entfernungspunkt e^* in Schaubild 13. Hier stellt sich allerdings je behandelter oder beseitigter Abfalleinheit ein Wohlfahrtsverlust in Höhe der karierten Fläche ein, da jede Abfalleinheit, die über den Punkt e^{**} hinaus transportiert wird, durch zusätzliche Transport- und Schadkosten im Standort des Geschädigten die beim Abfallerzeuger in verringertem Ausmaß anfallenden Schadkosten übersteigt. Diese Effizienzdefizite können abgebaut werden, wenn der Geschädigte durch Bestechungen den Abfallerzeuger veranlassen kann, die ihm entstehenden Kosten in sein Optimierungskalkül einzubeziehen, so daß der Schädiger nicht nur die in seinem Standort wirksam werdenden erwarteten Grenzschadkosten $s_0^{*'}$ und die Grenzkosten des Transports berücksichtigt, sondern auch die erwarteten Grenzschäden $s_1^{*'}$, die im Standort des Geschädigten wirksam werden. Der neue Optimalpunkt liegt nunmehr links von e^* bei e^{**}. Dabei gibt die senkrecht schraffierte Fläche die dem Abfallerzeuger zusätzlich entstehenden Kosten aufgrund des weniger weiten Transports der Abfälle an. Den Ersatz genau dieser entsprechenden Kosten wird er von dem Geschädigten mindestens fordern, damit er durch die Aufgabe eines Teils seiner Nutzungsrechte nicht schlechter gestellt wird als unter der Primärallokation. Die karierte Fläche stellt die von dem Betroffenen aufgrund der weiter von seinem Standort 1 entfernten Ablagerung nach dieser Kompensation verbleibenden eingesparten Kosten dar. Dieses Dreieck ist der eigentliche Verhandlungsspielraum zwischen Abfallerzeuger und Geschädigtem, d.h. der Ersatz der Kosten entsprechend der senkrecht schraffierten Fläche kann vorausgesetzt werden, sonst würde der Abfallerzeuger sich nicht zu Verhandlungen bereit finden; der Geschädigte wird zusätzlich nicht mehr als einen Betrag entsprechend der karierten Fläche anbieten, um selbst nicht schlechter als in der Ausgangssituation gestellt zu sein, was bedeutet, daß er maximal die von ihm eingesparten Kosten zur Verbesserung der für ihn relevanten Umweltqualität einzusetzen bereit ist[28]. Die tatsächliche Aufteilung des Wohlfahrtsgewinns zwischen den beiden Verhandlungspartnern ist weitgehend vom Verhandlungsgeschick und der Verhandlungsmacht der beiden Individuen abhängig, wobei zu berücksichtigen ist, daß aufgrund der restriktiven Bedingungen von Coase der Spielraum relativ gering ist, da beide Parteien genau über die Situation und Zielsetzungen des anderen informiert sind und insofern spezielle Drohgebärden o.ä. weitgehend eines Sinnes entbehren. Da die konkrete Aufteilung für die folgenden Überlegungen nicht relevant ist, sei hier von einer weiteren Erörterung dieses Problemkreises abgesehen[29].

---

27 Vgl. L. Wegehenkel [III], Kommentar. In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), Allokationseffizienz in der Rechtsordnung. Beiträge zum Travemünder Symposium zur ökonomischen Analyse des Zivilrechts, 23. – 26. März 1988. Berlin u.a. 1989, S. 141ff., hier S. 142.

28 Eine etwas andere Form der graphischen Darstellung findet sich bei Jaeger, der aber de facto zum gleichen Ergebnis gelangt. Bei Jaeger dokumentieren sich die Mindestforderungen des Schädigers nicht in einer Fläche, sondern in einer Kompensationsgeraden. Vgl. K. Jaeger, Steuern, Entschädigungen und das Coase Theorem. „Jahrbuch für Sozialwissenschaft", Göttingen, Band 26 (1975), S. 211ff., hier S. 212ff.; vgl. auch E. Knappe, Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Umweltschutzpolitik. Bekämpfung externer Nachteile durch Verhandlungen. (Volkswirtschaftliche Schriften, Heft 220.) Berlin 1974, S. 76.

29 Zu bilateralen Verhandlungen vgl. A.E. Ott, S. 204ff.; W. Krelle, Preistheorie. (St. Galler Wirtschaftswissenschaftliche Forschungen, Band 17.) Tübingen und Zürich 1961, S. 405ff. Eine spieltheoretische Analyse bietet M.J. Holler, Ökonomische Theorie der Verhandlungen. Einführung. 2. Auflage, München und Wien 1988.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Es ist zu berücksichtigen, daß die durch Verhandlungen herbeigeführten Kompensationszahlungen, welche zu einer weniger weiten Verlagerung der Abfallstoffe führen, für den Geschädigten nicht die einzige Möglichkeit darstellen, zu einer für ihn selbst wünschenswerten Umweltnutzung zu gelangen, sondern daß zunächst auch bei ihm Vorsorgeaufwendungen möglich sind, um die zu erwartenden Schadkosten in seinem Standort zu reduzieren. Diese Vorsorge kann beispielsweise darin bestehen, daß er auf bestimmte Formen der Umweltnutzung verzichtet oder daß er Schutzmaßnahmen ergreift (beispielsweise die Reinigung von Wasser), um seine Aktivitäten beibehalten zu können. Diese Vorsorgemaßnahmen würden sich in einer Verschiebung oder Abflachung der bei ihm wirksam werdenden Grenzschadkostenkurve niederschlagen. Eine andere Reaktionsmöglichkeit würde in der Abwanderung des betroffenen Individuums bestehen, was zu einer Rechtsverschiebung der Grenztransport- und Grenzschadkostenkurve ($k_T' + s_I^{*'}$-Kurve) führen würde. Die Durchführung einer dieser Maßnahmen wäre für den Betroffenen jedoch nur dann sinnvoll, wenn die damit verbundenen Kosten bei im gleichen Ausmaß verringerten Schadenskosten geringer als die an den Abfallerzeuger zu leistenden Kompensationszahlungen wären.

Denkbar ist des weiteren auch, daß das geschädigte Individuum an den Schädiger eine Zahlung zur Verringerung der Schadstoffintensität leistet, wodurch sich die Kurve $k_T' + s_I^{*'}$ wiederum verschieben oder abflachen würde. Hierbei ist allerdings zu beachten, daß, sofern beim Abfallerzeuger dieselben Schäden wie bei dem anderen betrachteten Individuum auftreten, eine Verringerung der Schadstoffintensität auch Vorteile für den Abfallerzeuger mit sich brächte; ein Umstand, der bei der Bestimmung der Höhe der Kompensationszahlungen einbezogen werden müßte. Lohnend ist eine solche Zahlung zur Reduzierung der Schadstoffintensität aber wiederum nur dann, wenn diese geringer ausfällt als die reduzierten Schadkosten des Geschädigten. Schließlich sind auch Kompensationszahlungen dahingehend denkbar, daß der Abfallerzeuger die von ihm erzeugten Abfallmengen und damit das absolute Schadensniveau reduziert oder daß er seinen Standort verlagert bzw. auf die Errichtung einer Behandlungs- oder Beseitigungsanlage im geplanten Standort verzichtet.

Ein weiterer Aspekt verdient Beachtung. Nach Coase kommt es im Laissez-Faire-Fall zu freiwilligen Verhandlungen zwischen den Beteiligten. Dies gilt aber zunächst nur dann, wenn die beiden Individuen die mit den Eigentumsrechten einhergehenden Nutzungs- bzw. Gewinnmöglichkeiten unterschiedlich bewerten[30] und somit ein Verhandlungsspielraum existiert. Dieser ist aber durch die Verteilungsposition des Geschädigten mitbestimmt, d.h. in Abhängigkeit von seiner Kaufkraft wird das geschädigte Individuum den Umweltgütern ein höheres oder niedrigeres Gewicht zumessen und daraus resultierend in unterschiedlichem Ausmaß bereit sein, in Verhandlungen mit dem Abfallerzeuger seine Zahlungsbereitschaft zum Ausdruck zu bringen. Im Laissez-Faire-Fall ist der Geschädigte bezüglich seiner Ressourcenausstattung schlechter gestellt, als er es bei einem Verursacherprinzip wäre. Dies hat aber keinen Einfluß auf die Gültigkeit der Effizienzthese, da die Verhandlungen in jedem Fall erst bei einem Ausgleich der marginalen Zahlungsbereitschaften bzw. -forderungen beendet sind[31]. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß eine Kompensations-

30 Vgl. J.M. Buchanan [III], S. 11.
31 Vgl. A. Endres [III], S. 640f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zahlung des Geschädigten möglicherweise deshalb unterbleibt, weil er dazu finanziell nicht in der Lage ist.

2.2. Verursacherregelung

Unter den für den Laissez-Faire-Fall genannten von Coase getroffenen Annahmen kann dann von einer Verursacherregelung gesprochen werden, wenn der gesamte auftretende Schaden von dessen Verursacher zu tragen ist[32], was aus einer originären Zuweisung der Eigentumsrechte zu dem durch die Abfallbehandlung oder -beseitigung negativ tangierten Individuum im Standort 1 resultiert. Das bedeutet, daß das Recht auf eine Beeinträchtigung der Umwelt durch Emissionen aus der Abfallanlage durch den Abfallerzeuger vom Geschädigten erworben werden muß, wobei auch in diesem Fall von einem freiwilligen Tausch genau spezifizierter Rechtskomponenten zwischen den beiden Verhandlungspartnern auszugehen ist. Verhandlungen kommen aber nur dann zustande, wenn der Betroffene sich bereit findet, sich mit einem Ersatz des Geldwertes der entstehenden Schäden[33] zufrieden zu geben und insofern die Beeinträchtigung der Umwelt hinzunehmen.

Die Verhandlungen unter der Verursacher-Regel werden in Schaubild 14 erläutert. Da der Person in Standort 1 das Recht auf Nichtbeeinträchtigung ihrer Umweltqualität bei der originären Verteilung der Property-Rights zugewiesen wurde, ist davon auszugehen, daß sie in der Ausgangssituation den Punkt e^{***} als maximale Transportentfernung für den Abfallproduzenten zulassen würde, sofern sie von diesem keine finanziellen Angebote zur Aufgabe eines Teils ihrer Rechte erhält. Ab e^{***} hätte sie mit Schadkonsequenzen für sich selbst zu rechnen, da erst bei einer Verlagerung der Abfälle über diesen Punkt hinaus bei ihr Schäden auftreten, sie also aufgrund der Emissions-Immissions-Beziehungen negative Effekte in ihrem eigenen Standort zu befürchten hätte. Allerdings ist bei einer Verlagerung der Abfälle über diesen Punkt hinaus zunächst eine Situation zu verzeichnen, in der die Zunahme der Schadkosten für das Individuum in Standort 1 geringer ist als die Abnahme der Schadkosten für den Abfallerzeuger. Diese Bedingungen gelten bis zu dem Punkt e^{**}, wo gilt: $s_0^{*'} = k_T' + s_1^{*'}$. Dieser Punkt stellt wie im Fall des Laissez-Faire-Prinzips die kostenminimale Transportentfernung dar. Ein Transport der Abfälle bis zu diesem Ort ist für den Abfallerzeuger vorteilhaft, da die dadurch in seinem Standort reduzierten Schadkosten höher sind als die zusätzlichen Kosten durch den Transport und die Schäden im Standort des anderen Individuums. Den Ersatz der Kosten entsprechend der senkrecht schraffierten Fläche wird nun der mit dem Abwehrrecht ausgestattete potentiell Geschädigte vom Abfallerzeuger mindestens fordern, um diesem das Recht zur Verschmutzung zu gewähren, da diese in Geldeinheiten ausgedrückte Fläche genau den ihm entstehenden Schadkosten entspricht. Die karierte Fläche gibt auch hier wieder den Gesamtgewinn einer Verhand-

---

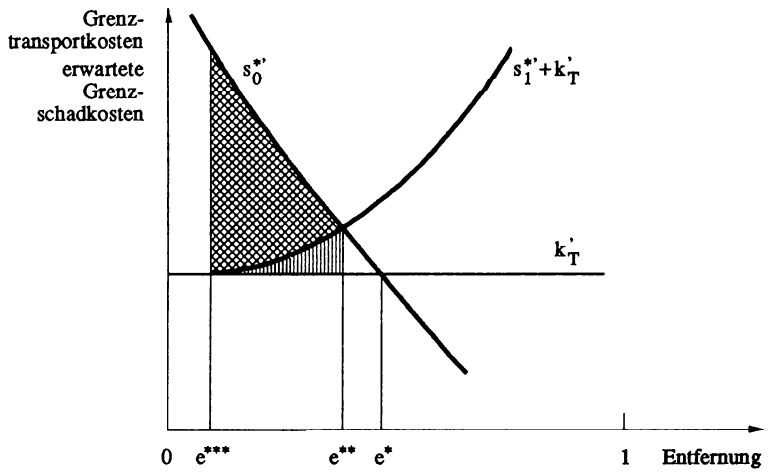
32 Vgl. R.H. Coase, S. 149.

33 Im einfachen Fall ohne Transaktionskosten sei davon ausgegangen, daß alle entstehenden Schäden monetär bewertbar und kompensierbar seien, so daß dadurch eine vollständige Internalisierung der externen Effekte ermöglicht wird. Die damit in der Praxis einhergehenden Probleme wurden z.T. bereits angesprochen bzw. werden bei der Behandlung der transaktionskostenbedingten Schwierigkeiten weiter unten ausgeführt. Vgl. zu diesem Problemkreis auch A. Endres [V], Umwelthaftung. Ökonomische Aspekte des Umwelthaftungsrechts. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 18 (1989), S. 411f., hier S. 411.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 14

Verhandlungslösung beim Verursacherprinzip



Erläuterungen vgl. Text.

lungslösung an, welcher der Verhandlungsmasse zwischen den beiden Parteien entspricht[34].

Eine alternative Vorgehensweise würde für den Abfallerzeuger darin bestehen, die Schadstoffintensität der Abfälle zu reduzieren, was einen geänderten Verlauf der $s_1^{*'}$-Kurve zur Folge hätte. Diese könnte flacher verlaufen oder nach rechts in Richtung auf Standort 1 verschoben werden, wodurch die zu leistenden Kompensationszahlungen verringert werden. Diese Kostenersparnis ist den Kosten, die durch die Verringerung der Schadstoffintensität verursacht werden, gegenüberzustellen[35]. Die erforderlichen Kompensationszahlungen würden des weiteren reduziert, wenn die Verringerung der Schadstoffintensität zugunsten des Individuums mit den Abwehrrechten zugleich Einfluß auf die Schadwirkungen im Standort des Abfallerzeugers hätte, die Funktion $s_0^{*'}$ also abgeflacht oder nach links in Richtung auf Standort 0 verschoben würde. Anstelle dieser Vorsorge- oder Vermeidungsaufwendungen zur Reduktion der Schadstoffintensität könnte der Abfallerzeuger dem potentiell Geschädigten eine Zahlung anbieten, damit dieser seinen Standort verlagert, was gleichbedeutend mit einer Rechtsverschiebung der $s_1^{*'}$-Funktion wäre. Auch an dieser Stelle ergibt sich aber die Notwendigkeit eines Kostenvergleiches zwischen den für die Standortverlagerung geforderten Zahlungen und den ansonsten anfallenden Kompensationszahlungen. Denkbar ist schließlich auch eine Reduzierung der Abfallmengen durch Verfahrens- oder Inputsubstitution oder Kapazitätsabbau, um so die Gesamthöhe der erforderlichen Kompensationszahlungen zu reduzieren.

34 Vgl. auch in anderer Darstellung E. Knappe, S. 70.
35 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 87.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

3. Auswirkungen der Existenz von Transaktionskosten

3.1. Abgrenzung der Transaktionskosten

Bei den bisherigen Überlegungen wurde von der Existenz von Transaktionskosten abstrahiert, was zur Folge hatte, daß es zwischen den beiden Parteien unabhängig von der originären Zuweisung von Eigentumsrechten zu Verhandlungen über einen Tausch der gesamten Eigentumsrechte bzw. von genau bestimmten Teilen dieser Rechte kam, die eine Steigerung des Wohlstandes herbeiführten und die unabhängig von der urspünglichen Rechteverteilung zu identischen Allokationen führten. Diese Verhandlungen brachten Zahlungen mit sich, die eines der beiden Individuen an das jeweils andere leisten mußte, um in die Situation zu gelangen, die Umweltressourcen durch Verschmutzung nutzen zu dürfen bzw. eine subjektiv zu weitgehende Verschmutzung verhindern zu können. Damit ist in jedem Falle eine ex ante-Regelung angesprochen, was bedeutet, daß beispielsweise vor der Beseitigung der Abfälle in einem bestimmten Standort geklärt sein muß, in welchem Umfang dem Abfallbeseitiger die Eigentumsrechte, die für die damit einhergehende Umweltnutzung erforderlich wären, zur Verfügung stehen. Sobald Transaktionskosten auftreten, ist es denkbar, daß es nicht mehr zu einem solchen Tausch kommt, wenn die realisierbaren Erlöse geringer als die Transaktionskosten sind[36]. Damit ist es dann aber u.U. auch nicht mehr unerheblich, wem die Nutzungsrechte zugewiesen worden sind[37].

Nach Wegehenkel können unter Transaktionskosten die „Kosten für die Spezifizierung, personelle Zuordnung, den Tausch, die Durchsetzung und Überwachung exklusiver Verfügungsrechte"[38] verstanden werden. Bedeutung und Auswirkungen von Transaktionskosten sind in starkem Maße vom Zeitpunkt ihres Auftretens abhängig. Hierbei kann danach unterschieden werden, ob diese Kosten im Rahmen der Schaffung und originären Zuordnung der Eigentumsrechte auftreten oder erst im Rahmen der eigentlichen Tauschhandlungen wirksam werden. Im ersten Fall sind die entstandenen Kosten bezüglich der darauf basierenden Tauschvorgänge als versunken anzusehen[39], sie sind also allein für die Entstehung des Marktes notwendig[40]. Die Kosten, die im Rahmen des einzelnen Tauschvorgangs zu beachten sind, also die laufenden Transaktionskosten, können grob in Informations-, Durchführungs- und Kontrollkosten untergliedert werden[41]. Hierbei sind unter Informationskosten die Kosten zu verstehen, die notwendigerweise aufzubringen sind, um die Kenntnisse zu erlangen und zu verarbeiten, die erforderlich sind, um eine Entscheidung bezüglich des Tausches von Property Rights treffen zu können. Damit sind naturgemäß nicht alle relevanten

36 Vgl. V. Nienhaus [I], S. 261ff.

37 Vgl. W.J. Ströbele, Externe Effekte als Begründung von Umweltökonomik und -politik. In: F. Beckenbach (Hrsg.), Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. (Ökologie und Wirtschaftsforschung, Band 2.) Marburg 1991, S. 111ff., hier S. 117; E. Knappe, S. 95f.

38 L. Wegehenkel [I], S. 15f.

39 Dabei ist an eine rechtsetzende Institution zu denken, deren ursprüngliche Aufwendungen zur Schaffung der Eigentumsrechte als Investitionen des gesellschaftlichen Systems angesehen werden können und auf die Entscheidungen über die Reallokation der Eigentumsrechte keinen Einfluß mehr ausüben.

40 Vgl. L. Wegehenkel [I], S. 19 und S. 38.

41 Vgl. L. Wegehenkel [I], S. 19 und S. 38f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Informationen angesprochen, denn es ist nicht möglich, diese in ihrer Gesamtheit zu erlangen, wodurch ein gewisser Unsicherheitsfaktor bei Entscheidungsfindungen stets in Kauf zu nehmen ist[42]. Formal ist das Optimum der Informationsbeschaffung dort erreicht, wo die zusätzlichen Kosten identisch sind mit den zusätzlichen Vorteilen der Informationen[43]. Als durchführungsbedingt werden jene Kosten verstanden, die für die Koordination der unterschiedlichen Vorstellungen der Tauschpartner und für den tatsächlichen Tauschvorgang anfallen[44]. Die Kontrollkosten beinhalten die zur Verhinderung einer Abweichung von den getroffenen Vereinbarungen notwendigen Überwachungskosten[45].

Gesamtwirtschaftlich vorteilhafte Transaktionen kommen, sofern Transaktionskosten bestehen, nur dann zustande, wenn die „dadurch bewirkte Produktionswertsteigerung die dadurch verursachten Kosten übersteigt"[46]. Ist dagegen der Nutzen der Transaktion geringer als diese Kosten, so unterbleiben unter Effizienzgesichtspunkten wünschenswerte Transaktionen. Aktivitäten, die ohne Vorliegen von solchen Kosten fortgeführt würden, werden abgebrochen. Um dieses Funktionsdefizit des Marktes zu beheben, bieten sich zwei Vorgehensweisen an: Zum einen kann versucht werden, die Transaktionskosten zu mindern, zum anderen kann bei prohibitiv hohen Transaktionskosten das Ziel verfolgt werden, den marktmäßigen Tausch durch Bewertungen zu ersetzen, die soweit wie möglich objektiven Kriterien genüge leisten sollten[47]. Bevor diese Problematik detaillierter erläutert wird, erscheint es sinnvoll, das Vorkommen und die Bedeutung von Transaktionskosten im Bereich der Abfallbeseitigung und -behandlung zu klären.

3.2. Transaktionskosten der Abfallbehandlung und -beseitigung

3.2.1. Laissez-Faire-Regel

Die naturwissenschaftlich-technischen Ausführungen haben gezeigt, daß im Bereich der Abfallbehandlung und -beseitigung mit erheblichen Transaktionskosten in der Form von Informationskosten zu rechnen ist. Diese betreffen die Eintrittswahrscheinlichkeiten und die Höhe von Schäden sowie die Möglichkeiten zu deren Vermeidung. Geht man zunächst vom Laissez-Faire-Fall aus, bei dem der Abfallerzeuger die Eigentumsrechte hat, kann er sich der unterschiedlichsten Stoffe an einem von ihm frei gewählten Ort entledigen. Für den Geschädigten kann es in dieser Situation von Vorteil sein, an den Abfallerzeuger heranzutreten und ihm einen gewissen Betrag für eine Verminderung einer Emission anzubieten. Dies gilt, sofern die zu leistende Zahlung des Geschädigten geringer ist als die bei ihm zu verzeichnende Schadensreduktion. Damit ergibt sich für den Betroffenen die Schwierigkeit, Schäden bei sich zu erkennen

42 Vgl. P. Behrens, S. 107f.
43 Vgl. D. Schneider [I], S. 34ff. und S. 140ff.; W. Mag, S. 144ff.
44 Behrens bezeichnet diese Durchführungskosten als Entscheidungskosten. Vgl. P. Behrens, S. 108f., sowie T. Ehrmann, Transaktionskostenökonomie, Märkte und Institutionen – Überlegungen und Anwendungsbeispiele. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Jg. 38 (1989), S. 23ff., hier S. 26.
45 Vgl. P. Behrens, S. 109.
46 R.H. Coase, S. 164.
47 Vgl. P. Behrens, S. 157.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

und zu bewerten sowie dem Schadenseintritt eine Wahrscheinlichkeit zuzuordnen. Informationskosten zur Feststellung von Schädigungen fallen in stark divergierendem Umfang an[48]. Bei sinnlich wahrnehmbaren Nachteilen sind nur geringe Transaktionskosten zur Identifikation zu erwarten (z.B. Geruch von Deponien oder Veränderungen des Landschaftsbildes durch Beseitigungsanlagen); dagegen ist das Erkennen von Nachteilen besonders bei Langzeitschäden als sehr schwierig einzustufen[49]. Damit geht das Problem einher, daß die Schädigung vielfach erst dann erkannt wird, wenn die Schadwirkungen deutlich werden. Sollte diese Schwierigkeit gelöst sein, ergibt sich die Notwendigkeit, den Schädiger zu identifizieren, damit der potentielle Verhandlungspartner eindeutig bestimmt werden kann. Dies ist im reinen Zwei-Personen-Fall problemlos möglich. Anders stellt sich die Situation dar, wenn mehrere Emittenten vorhanden sind, die entweder die gleichen Schadstoffe oder verschiedene Schadstoffe, die zu Synergieeffekten führen, emittieren. Bei einer Emission gleicher Schadstoffe muß von seiten des Geschädigten dann überprüft werden, ob jeder einzelne Emittent in unterschiedlichem Maße zu einer Immission beiträgt oder nur einer als ursächlich für die potentiellen Schädigungen anzusehen ist. Bezüglich der Synergieeffekte steht der Betroffene, soweit er die naturwissenschaftlichen Voraussetzungen zur Entstehung dieser Effekte überhaupt aufdecken kann, vor dem Problem, zu prüfen, mit welchem der beteiligten Emittenten er am ehesten verhandeln sollte, um seine eigenen Ziele kostengünstig zu realisieren.

Nach erfolgter Identifikation dieser Schäden und ihres(r) Verursacher(s) muß der Geschädigte zwischen verschiedenen Handlungsalternativen abwägen. Möglich wäre für ihn die Aufgabe bestimmter Güternutzungen, sofern die Schäden allein aufgrund spezieller Nutzungen entstehen können. Bei Müllverbrennungsanlagen wäre dies bespielsweise bei einer Landbewirtschaftung in der Form des Verzichts auf Ackerbau oder Viehzucht der Fall, bei Deponien in der Unterlassung der Trinkwasserentnahme aus Brunnen. Eine andere Alternative besteht in der Abwanderung des Geschädigten[50]. Des weiteren könnte er versuchen, den Abfallerzeuger zu veranlassen, entweder die schädlichen Emissionen beispielsweise durch den Einbau spezieller Filteranlagen in Müllverbrennungsanlagen oder durch den Verzicht auf die Beseitigung bestimmter Abfälle zu vermindern oder den Standort der Beseitigungsanlage in eine weiter vom Geschädigten entfernt gelegene Richtung zu verlagern. Zur Bestimmung der für ihn kostengünstigsten Alternative müßte der Geschädigte die bei ihm wirksam werdenden Schäden bewerten (wobei der Wert bei unsicheren Schäden mit zunehmender Risikoaversion steigt) und die für ihn günstigste Vermeidungsstrategie herausfiltern.

Für eine solche Entscheidung ist er auch auf Informationen seitens des Schädigers angewiesen, da im allgemeinen nur diesem die Kosten der Emissionsvermeidung und die Arten der potentiell schädigenden Emissionen bekannt sein dürften. Es ist

---

48 Vgl. M. Tietzel und M. Weber, Von Betrügern, Blendern und Opportunisten – Eine ökonomische Analyse. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Jg. 40 (1991), S. 109ff., hier S. 117ff.

49 Auf diese Problematik gehen auch Bauer und v. Böventer ein, die dabei zwischen Entstehungsrisiken (Daueremissionen und Störfälle) und Wirkungsrisiken (z.B. Akkumulationsschäden) differenzieren; vgl. A. Bauer und E. v. Böventer, S. 441.

50 Vgl. hierzu auch den Fall Cooke vs. Forbes, den Coase in ähnlichem Zusammenhang anführt; vgl. R.H. Coase, S. 158f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

allerdings nicht ausreichend, diese Informationen lediglich einmalig einzuholen, sondern der Geschädigte müßte sich laufend über das Emissionsverhalten der Anlage im Normalbetrieb und bei Störfällen und daraus resultierend auf die möglicherweise bei ihm wirksamen Immissionen in Kenntnis setzen, da der Abfallerzeuger die Freiheit hat, abgesehen von den Emissionen, deren Unterlassung er vertraglich zugesichert hat, alle anderen Stoffe ungehindert zu emittieren. Die Notwendigkeit einer Informationsübermittlung durch den Schädiger, der sich zunächst selbst über die für ihn relevanten Vermeidungskosten und Emissionsarten informieren muß, bringt den Schädiger in eine für ihn vorteilhafte Position, die ihm eine Übervorteilung des Geschädigten ermöglicht[51]. Zudem kann der Schädiger drohen, Umweltverschmutzungen durchzuführen, allein mit der Zielsetzung, Kompensationszahlungen zu erhalten[52]. Eine solche Verhaltensweise würde allerdings gegen die o.g. Bedingungen des fairen Vertrages verstoßen. Selbst wenn man diese Bedingungen außer acht läßt, kann der Emittent seine Forderungen nur soweit ausdehnen, wie es für den Geschädigten nicht vorteilhafter ist, abzuwandern, da er in diesem Fall keine Kompensationszahlungen mehr erhielte. Aus diesem Umstand heraus wird auch deutlich, daß es für den Schädiger vorteilhaft ist, nur kompensationsfähige Emissionen anzugeben und solche, die zu einer Abwanderung oder einer finanziellen Überforderung des Geschädigten führen würden, zu verschweigen.

Bereits bei nur einem Geschädigten wäre eine Vielzahl von Verhandlungen notwendig, da mit einer Abfallanlage viele verschiedene Emissionen einhergehen, die diverse Schädigungen hervorrufen können. Über jede einzelne dieser potentiellen Beeinträchtigungen des Geschädigten müßte mit dem Abfallerzeuger gesondert verhandelt werden, um eine genau spezifizierte Allokation aller Kosten zu erreichen, die zu einer Reduzierung der sicheren Schäden und des Risikos beitragen könnten[53]. Ein vollständiger Tausch von Eigentumsrechten derart, daß die Rechte an der Wasser- oder Luftnutzung vom Abfallerzeuger vollständig aufgegeben werden, ist nicht möglich, da dieser, solange er Abfälle behandelt oder beseitigt, aufgrund technisch-naturwissenschaftlicher Gegebenheiten dies nicht in Verbindung mit einer Null-Emission tun kann. Möglich ist nur, mehr oder weniger große Teilmengen bestimmter Emissionsarten in Luft und Wasser zurückzuhalten und sie anschließend zu anderen Orten zu transportieren, um sie dort zu beseitigen. Die Durchführungskosten könnten somit bereits im Zwei-Personen-Modell sehr hoch werden. Die Probleme verschärfen sich, wenn mehrere Geschädigte in die Verhandlungen einbezogen werden: Zum einen nimmt die Zahl der Verhandlungsteilnehmer zu, zum anderen besteht die Gefahr, daß es zu Freifahrerverhalten kommt, wenn Schadwirkungen über öffentliche Güter übertragen werden[54]. Solange bei verschiedenen Geschädigten unterschiedliche emittierte Stoffe

---

51 Vgl. M. Tietzel, Probleme der asymmetrischen Informationsverteilung beim Güter- und Leistungstausch. In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 52ff., hier S. 54; W.J. Ströbele, S. 116.

52 Vgl. D. Cansier [I], Umweltschutz und Eigentumsrechte. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), Marktwirtschaft und Umwelt. (Wirtschaftswissenschaftliche und wirtschaftsrechtliche Untersuchungen, Band 17.) Tübingen 1981, S. 180ff., hier S. 184f.; H. Bonus [I], Illegitime Transaktionen, Abhängigkeit und institutioneller Schutz. „Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik", Hamburg, Band 32 (1987), S. 87ff., hier S. 97; E. Knappe, S. 96f. und S. 116f.

53 Vgl. P. Behrens, S. 159.

54 Zum Zusammenhang zwischen Transaktionskosten und dem Öffentlichkeitsgrad von Gütern vgl. V. Nienhaus [I], S. 264.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zu Schäden führen (können), liegen die kostensteigernden Probleme darin, daß jeder Geschädigte über unterschiedliche Emissionsminderungsmaßnahmen mit dem Abfallerzeuger verhandeln müßte. Sind dagegen alle von den gleichen Schäden betroffen, stellt sich dieses Problem in weniger scharfer Form. Nun treten allerdings andere Schwierigkeiten auf.

Zunächst erwächst ein Problem daraus, daß die individuellen Schadkosten relativ gering sein können, während ihre Summe eine beträchtliche Höhe erreichen kann. In diesem Fall ist es für den einzelnen Geschädigten dann, wenn die Vermeidungskosten für den Anlagenbetreiber höher sind als die individuellen Schadkosten, ökonomisch nicht rational, diesen Vermeidungsaufwand zu tragen, es sei denn, er würde die Bereitstellung für andere Geschädigte gegen Zahlung einer Vergütung mit übernehmen[55]. Hier ergibt sich aber ein Freifahrerproblem, da es für jedes Wirtschaftssubjekt innerhalb des Geschädigtenkollektivs rational wäre, sich nicht an der Kompensationszahlung zu beteiligen und darauf zu hoffen, ohne Zahlungen in den Genuß der Erträge dieser Kompensation in der Form verbesserter Umweltbedingungen zu gelangen[56]. Ein gemeinsames Vorgehen der von den potentiellen oder sicheren Schäden Betroffenen ist hier nur zu erwarten, wenn die Gruppe relativ klein und überschaubar ist[57]. Sofern ein gemeinsames Vorgehen nicht realisiert werden kann, werden die Schädigungen das gesellschaftlich optimale Maß überschreiten.

Diese Situation ist in der Literatur unter dem Stichwort Gefangenendilemma bekannt[58]. Das Problem sei anhand eines Zahlenbeispiels kurz erläutert: angenommen, es wären zwei Geschädigte vorhanden, die durch Aufbringung eines Betrages in Höhe von 3 Geldeinheiten einen Schaden in Höhe von 4 Geldeinheiten vermeiden könnten, wobei der Vorteil jedem der Individuen zur Hälfte zugute käme. Würden beide Individuen gemeinsam agieren und sich die Kosten teilen, könnte jedes einen Nettogewinn in Höhe von 0,5 Geldeinheiten realisieren. Zahlt lediglich eins der beiden Individuen, so entsteht der nicht-zahlenden Person ein Gewinn von 2 Geldeinheiten, während das zahlende Individuum 1 Geldeinheit verliert. Zahlen beide Individuen nicht, sind die Auszahlungen gleich Null (vgl. Übersicht 8).

Pareto-effizient sind in diesem Fall drei Konstellationen, die jeweils einen Gesamtgewinn von 1 Geldeinheit ermöglichen. Unterschiede bestehen lediglich hinsichtlich der Verteilungsergebnisse. Im Kooperationsfall kann davon ausgegangen werden, daß sich beide Individuen an der Zahlung beteiligen und beide einen Gewinn in Höhe von 0,5 Geldeinheiten erhalten. Stehen Transaktionskosten oder Freifahrerprobleme die-

---

55 Vgl. D. Cansier [I], S. 185f.

56 Vgl. V. Nienhaus [I], S. 261f.

57 Zum Zusammenhang zwischen Gruppengröße und der Bereitstellung von Kollektivgütern vgl. M. Olson, Die Logik des kollektiven Handelns. Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften, Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 10.) 2. Auflage, Tübingen 1985, sowie W.J. Ströbele, S. 117.

58 Vgl. z.B. J. Weimann, Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung. 2. Auflage, Berlin u.a. 1991, S. 47ff.; H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 308ff.; K. Locher, Struktur und Erscheinungsformen des Gefangenen-Dilemmas. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 20 (1991), S. 19ff.; K. Locher, Auswege aus Gefangenen-Dilemma-Situationen. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 20 (1991), S. 60ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Übersicht 8

Gefangenendilemma[1]		
2 \ 1	zahlt	zahlt nicht
zahlt	0,5 / 0,5	2 / –1
zahlt nicht	–1 / 2	0 / 0

Erläuterungen vgl. Text. – [1]Wert für Individuum 1 / Wert für Individuum 2.

ser Kooperation entgegen, so wird jedes Individuum aus Eigennutzinteresse die aus seiner Sicht dominante Strategie wählen, nämlich sich nicht an einer Zahlung zu beteiligen, da hier der Gewinn unabhängig davon, wie sich das andere Individuum verhält, immer höher ist. Das führt dazu, daß keine der beiden Personen die Maßnahmen zur Schadensreduktion finanzieren wird, so daß in Übersicht 8 das Feld unten rechts realisiert wird. Dies ist aber gerade die einzige nicht-pareto-effiziente Strategiekombination. Individuell rationales Verhalten kann so zu gesamtwirtschaftlich nachteiligen Ergebnissen führen.

Sollte es trotz der Möglichkeit eines Gefangenendilemmas doch zu einer Verhandlung kommen oder sind nur zwei Personen an dieser beteiligt, so stellt sich, sofern die erwarteten Informations- und Durchführungskosten noch unterhalb des erwarteten Nutzens aus einer Verhandlung liegen, die Frage, inwieweit die für die Kontrolle der Einhaltung der getroffenen Vereinbarungen notwendigen Aufwendungen kleiner oder größer als der noch verbleibende Nettovorteil sind. Kontrollkosten fallen vor allem zur Überprüfung des Umstandes an, ob bestimmte schadträchtige Stoffe in der Tat nicht mehr oder nur noch in dem ausgehandelten Ausmaß emittiert werden und ob vereinbarte Verfahrensweisen eingehalten werden, die dazu dienen sollen, Störfälle zu vermeiden. Die Höhe der Transaktionskosten wird u.a. durch den hier realisierten technischen Standard bestimmt. In der Regel werden nur Stichproben durchgeführt werden können, die mit vereinbarten Entschädigungszahlungen oder Strafzahlungen bei der Verletzung von Vertragsvereinbarungen verknüpft sein können[59].

Ist die Summe der erwarteten Aufwendungen für Informationsgewinnung, Tauschdurchführung und Kontrolle höher als der erwartete Vorteil, so wird es zu keiner Verhandlungslösung kommen[60]. Das bedeutet, daß die Erwartungen der Verhandlungspartner hinsichtlich der entstehenden Kosten und Nutzen aus der Verhandlung entscheidend die Bereitschaft prägen, überhaupt Verhandlungen aufzunehmen.

Sollte es dazu und abschließend zu einem Vertragsabschluß kommen, wird dieser i.d.R. unvollständig sein. Irrtümer, mangelndes Wissen, Veränderungen von Gegebenheiten im Laufe der Zeit und Interpretationsprobleme können dafür verantwortlich sein. Dies würde dazu führen, daß wiederholt Neuverhandlungen erfolgen müßten oder daß, falls

59 Vgl. W.J. Ströbele, S. 116.
60 Vgl. R.H. Coase, S. 164.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

eine oder beide Tauschparteien bei Auslegungsproblemen auf einem unversöhnlichen Standpunkt beharren, Verträge ausgesetzt oder nicht eingehalten werden. Zum Schutz der Einhaltung von Verträgen sind dann institutionelle Einrichtungen wie Gerichte und Polizei notwendig. Während Risiken, die explizit oder implizit im Vertrag übernommen wurden, in der Regel nachträglich nicht neu zugeordnet werden (was auch dann gilt, wenn unzumutbare Resultate eines Vertrages mit vertretbarem Aufwand hätten vermieden werden können)[61], werden bei Interpretationsproblemen oder nicht im Vertrag berücksichtigten Risiken diese nachträglich durch Gerichte zugeordnet, soweit sich die Vertragspartner nicht selbst einigen. Gerichte greifen auch dann ein, wenn ein Vertragsbruch erfolgte[62].

3.2.2. Verursacherregelung

Unter dem Regime des Verursacherprinzips liegt das Recht auf saubere Umwelt bei dem potentiell Geschädigten, was zur Folge hat, daß ein Abfallerzeuger, der die Umweltmedien für seine Zwecke nutzen möchte, sich via Kompensationszahlungen dieses Recht von der anderen Partei erkaufen muß. Zu diesem Zwecke muß sich der Abfallerzeuger mit dem möglicherweise durch Schädigungen Beeinträchtigten in Verbindung setzen, um diesem mitzuteilen, daß er an dem Erwerb bestimmter Eigentumsrechte bzw. von Teilen daran interessiert ist. Für den Fall des Zwei-Personen-Modells sind die Schwierigkeiten, die in der Gewinnung von Informationen über potentielle Verhandlungspartner liegen, als relativ gering anzusehen, womit auch nur geringe Informationskosten zu erwarten sind. Diese Kosten können allerdings bezogen auf die Ermittlung und Bewertung der potentiellen Schäden eine transaktionshemmende Höhe erreichen. Für eine vollständige Informationsbasis wären beim Abfallerzeuger genaue Kenntnisse über die zu beseitigenden oder zu behandelnden Stoffe und die daraus resultierenden Emissionen[63] und bei dem Betroffenen die möglichen mit den Emissions-Immissions-Beziehungen einhergehenden Schadwirkungen bei ihm selbst bzw. seinem Eigentum notwendig. Damit ist die Problematik angesprochen, Schäden physisch zu erfassen und zu bewerten[64]. Die Erfassung und Bewertung ist dabei nicht nur ein Zeitpunktproblem, sondern auch ein Zeitraumproblem, da die zu behandelnden oder zu beseitigenden Stoffe, die Umweltbedingungen, die Präferenzen des Geschädigten und dessen Aktivitäten sich im Laufe der Zeit ändern können. Die oben ausgeführten Schwierigkeiten bei der Schadensbetrachtung – etwa Störfälle, Akkumulationsschäden, Synergieeffekte, Irreversibilität – werden aus dem Blickwinkel möglichst effizienter Tauschhandlungen heraus kostenwirksam.

Diese Probleme können zum einen dazu führen, daß der Geschädigte seine zu erwartenden Schäden zu niedrig ansetzt, der Schädiger die Rechte also durch zu geringe Zahlungen erwerben kann. Die sich ergebende Konsequenz würde z.B. darin bestehen, daß er seine Verringerung der Schadstoffintensität nicht in dem gesamtwirtschaftlich vorteilhaften Ausmaß vornimmt oder seine Abfälle zu weit in Richtung des

61 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 284f.
62 Zur ökonomischen Interpretation des Vertragsbruches vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 266ff.
63 Vgl. A. Bauer und E. v. Böventer, S. 441; E. Knappe, S. 135.
64 Zu den damit verbundenen Schwierigkeiten vgl. die Ausführungen im zweiten Kapitel.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Standortes des potentiell Geschädigten transportiert. Aus dem entgegengesetzten Fall kann allerdings ebenfalls eine ineffiziente Allokation resultieren, wenn der Geschädigte die für ihn möglichen Schäden mit einem zu hohen Betrag angibt und dieses Verhalten keiner Kontrollmöglichkeit des Schädigers unterworfen werden kann. Ein weiterer Faktor, der zu mangelnder Allokationseffizienz führen kann, ist die Vorspiegelung der Aufnahme von Aktivitäten, die mit potentiellen Schadwirkungen einhergehen würden, allein aus dem Beweggrund heraus, in den Genuß von Kompensationszahlungen zu gelangen[65].

Diese Problembereiche sind allerdings zu relativieren. Mit dem letztgenannten Fall ist im eigentlichen Sinne ein rechtloser Zustand angesprochen, der in einem System, in dem Recht bzw. Rechtsnormen gesetzt wurden, nur eingeschränkt realisierbar wäre, wenn beispielsweise Betrugsabsichten o.ä. als nicht zulässig anzusehen sind[66]. Bezüglich der zu hohen Schadensangabe ist, sofern marktmäßige Bewertungen existieren, eine Beeinträchtigung des optimalen Verhandlungsergebnisses nicht zu erwarten, da in diesem Fall der durch die Schäden geminderte Marktpreis oder marktbestimmte Wiederherstellungskosten ein objektives Kriterium darstellen, anhand derer die Kompensationszahlungen berechnet werden können. Aber selbst für den Fall, daß ein solcher Marktpreis nicht vorliegt, ist davon auszugehen, daß Obergrenzen für die Übertreibung der Schäden durch den Geschädigten bestehen. Das ist darauf zurückzuführen, daß der Abfallerzeuger nur bis zu einem bestimmten Punkt zu Kompensationszahlungen bereit sein wird, da er bei Überschreitung dieser Schwelle keine für ihn akzeptablen Gewinne mehr erwirtschaftet und insofern nicht mehr die Zahlung als Grundlage der Weiterführung seines Unternehmens ansehen wird, sondern als Alternative auf den Fortzug oder die gänzliche Schließung seines Betriebes zurückgreifen wird. Unter diesen Bedingungen hätte der Geschädigte keinerlei Geldtransfers von seiten des Abfallerzeugers mehr zu erhoffen. Handelt es sich dagegen bei den geforderten Leistungen nicht um widerrechtlich erhöhte Forderungen, sondern lediglich um einen Ausgleich tatsächlich zu erwartender Schädigungen in diesem prohibitiven Ausmaß, ist eine Reaktion des Abfallerzeugers in Richtung auf Geschäftsaufgabe oder Standortverlagerung unter Effizienzgesichtspunkten durchaus begrüßenswert[67].

Abgesehen von diesen Informationskosten fallen im Rahmen der Tauschgeschäfte auch Kosten für die Durchführung der Transaktionen an. Diese können, selbst wenn unter Berücksichtigung eventuell anfallender Informationskosten ein Tausch von Eigentumstiteln noch sinnvoll erscheint, eine prohibitive Höhe erreichen. Nach abgeschlossener Informationsbeschaffung können Probleme bei der Tauschdurchführung zum einen aufgrund unterschiedlicher Einschätzungen, die aus den eingeholten Informationen resultieren, zum anderen aus divergierenden Risikoeinstellungen bei gleichen Bewertungen entstehen. Letztgenanntes kann zur Folge haben, daß ein Tausch aus der Sicht eines risikoneutralen (oder auch risikofreudigen) Geschädigten als durchaus vorteilhaft angesehen werden kann, während eine risikoscheue Einstellung den Tausch verhindern kann. Je risikoaverser der Geschädigte bei unsicheren

65 Vgl. D. Cansier [I], S. 184f.

66 Vgl. K.-W. Schatz, Markt und Recht – Eigentumsrechte als Mittel zur Lösung des Umweltschutzproblems. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 208ff., hier S. 209f.

67 Vgl. E. Knappe, S. 51.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schäden agiert, desto höher wird der Schadenswert sein, den er seinem Verhalten zugrunde legt. Dies kann dazu führen, daß die Kompensationszahlungen des Abfallerzeugers eine derartige Höhe erreichen, daß für ihn eine Aufgabe seiner Aktivität oder ein Verzicht auf deren Aufnahme ökonomisch vorteilhafter ist. Weitere große Schwierigkeiten sind zu erwarten, wenn hinsichtlich der Verhandlungsbasis keine Einigkeit erzielt werden kann. Folgt man v. Winterfeldt und Edwards, so können sich hier Konflikte auf verschiedenen Ebenen ergeben:

„1. Conflicts about data and statistics.

2. Conflicts about estimates and probabilities.

3. Conflicts about assumptions and definitions.

4. Conflicts about risk-cost-benefit tradeoffs.

5. Conflicts about the distribution of risks, costs and benefits.

6. Conflicts about basic social values"[68].

Die erste Konfliktebene beinhaltet dabei Unstimmigkeiten über Daten und Statistiken, die entweder durch unterschiedliche Erinnerungen oder durch Rückgriff auf verschiedene Quellen ausgelöst sein können[69]. Hier ist an Informationen über zu beseitigende Abfallmengen und -arten, daraus resultierende Emissionsmengen und -arten, Windrichtungen, die die räumliche Ausbreitung von Emissionen in das Medium Luft bestimmen, das emissionsverursachende Transportaufkommen und anderes zu denken.

Mit den Schätzungen und Wahrscheinlichkeiten sind Expertenmeinungen angesprochen, die nicht als „hard scientific facts"[70] gelten können. Im Bereich der Abfallbehandlung und -beseitigung treten diese Schwierigkeiten etwa bei der Bestimmung von Ausfallwahrscheinlichkeiten der Basisabdichtungen von Deponien und dem daraus resultierenden Schadstoffaustrag oder dem Einfluß der Verbrennungstemperatur bei der Müllverbrennung auf die emittierten Schadstoffarten auf.

Annahmen und Definitionen führen zu Konflikten, da sie sowohl Einfluß auf die unterstellten Eintrittswahrscheinlichkeiten als auch auf die Bewertungen haben. Dies läßt sich im Abfallbereich zum einen an der Möglichkeit illustrieren, daß unterschiedliche Annahmen über die üblicherweise in einer Verbrennungsanlage behandelten Abfälle getroffen werden können, was ein abweichendes Emissionsverhalten und damit divergierende Eintrittswahrscheinlichkeiten bestimmter Schäden zur Folge

68 D. v. Winterfeldt and W. Edwards, S. 56; vgl. dazu auch H.P. Peters und P.M. Wiedemann, Risikokommunikation – Möglichkeiten und Grenzen des Risikodialogs in der Chemie. In: U. Steger (Hrsg.), Chemie und Umwelt: das Beispiel der chlorchemischen Verbindungen. (Schadstoffe und Umwelt, Band 5.) Berlin 1991, S. 153ff., hier S. 158ff.

69 Vgl. hierzu und zu den folgenden Ausführungen D. v. Winterfeldt and W. Edwards, S. 56f.

70 D. v. Winterfeldt and W. Edwards, S. 56.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

hätte, zum anderen an einer andersartigen Definition des Risikobegriffs. Dies könnte dazu führen, daß der eine Verhandlungspartner die Erwartungswerte als Basis seiner Überlegungen annimmt und das Risiko demzufolge als relativ gering einstuft und der andere den maximal möglichen Schaden zugrundelegt, wodurch er von wesentlich höheren Kosten ausgehen wird als der erstgenannte.

Risiko-Kosten-Nutzen-Austauschbeziehungen werden zum Vergleich verschiedener technischer Ausgestaltungsalternativen einer Anlage herangezogen. Vergleicht man nun die Kosten einer Risikominderung mit den Vorteilen, die z.B. durch eine Reduktion der Gesundheitsgefährdung erreicht werden können, so können unterschiedliche Meinungen über diese trade-offs bestehen, da nicht rein monetäre Größen betrachtet werden, weil vielfach die Schwierigkeit besteht, materielle, immaterielle und gesundheitliche Schäden in Geldwerten auszudrücken.

Konflikte über die Verteilung von Risiken, Kosten und Nutzen können sowohl intera- als auch intragenerationeller Art sein. Die Interpretationen des Tatbestandes, daß die heutige Generation den Nutzen aus der Abfallerzeugung zieht und künftige Generationen über Langzeit- oder Folgeschäden belastet werden (zum Beispiel Altlasten), können stark divergieren[71]. Die gesamten bisher genannten Unstimmigkeiten können sowohl eine Tauschlösung zwischen einem potentiell Geschädigten und einem Abfallerzeuger verhindern als auch einer Einigung mehrerer Geschädigter untereinander bezüglich der an den Abfallerzeuger zu stellenden Forderungen entgegenstehen. Intragenerationelle Kosten-Nutzen-Divergenzen sind vor allem bei Kollektiven bedeutsam, da sie hier die Ursache für Freifahrerverhalten bei der Standortwahl liefern. Sie werden unten noch ausführlicher behandelt.

Die zuletzt genannte Konfliktebene betrifft grundlegende soziale Werte, womit die normative Ebene angesprochen ist. Die negative Bewertung von speziellen Beseitigungstechnologien oder der abfallerzeugenden Gesellschaft schlechthin können dazu führen, daß ein Tausch durch den potentiell Geschädigten im einfachsten Fall vollständig verhindert wird, da seine Diskussionsbereitschaft über die Abfallbeseitigung allgemein oder in einer speziellen Art und Weise gegen Null geht. Relevanter dürfte der Fall sein, daß einer Diskussion grundlegend unterschiedliche Normen zugrunde liegen, so daß kein Konsens gefunden werden kann. Dies ist etwa bei unterschiedlichen Ansichten über die Konsequenzen eines immer verbleibenden Restrisikos aus Großtechnologien zu erwarten.

Zusätzliche Probleme ergeben sich durch das Hinzutreten weiterer Geschädigter. Hier entstehen spezielle Schwierigkeiten, wenn die Schadwirkungen über öffentliche Güter – insbesondere Luft und Wasser – übertragen werden[72]. Die sich daraus ergebende

---

71 Erhebliche Bedeutung kommt hier der individuellen und sozialen Diskontrate zu. Vgl. z.B. M. Faber, G. Stephan und P. Michaelis, Umdenken in der Abfallwirtschaft. Vermeiden, Verwerten, Beseitigen. Berlin u.a. 1988, S. 41ff. Zur Altlastenproblematik vgl. z.B. P. Klemmer [III], Reaktivierung kontaminierter Standorte und Strukturpolitik. In: Entsorga gGmbH (Hrsg.), Altlastensanierung und Entsorgungswirtschaft. (Entsorga Schriften, Nr. 4.) Frankfurt am Main, o. J., S. 102ff.; H. Karl [III], Altlastensanierung – Ansätze zur Deckung des Finanzbedarfs. (RUFIS-Beiträge, Nr. 1/1987.) Bochum 1987; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [II].

72 Vgl. D. Cansier [I], S. 185f.; E. Knappe, S. 134, relativierend E. Knappe, S. 138ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Problematik beruht darauf, daß der Abfallerzeuger zunächst mit jedem einzelnen der potentiell Geschädigten, die er zuvor hätte ausfindig machen müssen, in Verhandlungen treten müßte. Würden sich hierbei unterschiedliche Vorstellungen der geschädigten Individuen akzentuieren (z.B. aufgrund unterschiedlicher Schadwirkungen in Abhängigkeit vom individuellen Gesundheits- bzw. Empfindlichkeitsstatus oder differierender Bewertungen von Schäden), so würden neben zusätzlichen Informationskosten auch weitergehende Durchführungskosten anfallen, da mit jedem einzelnen über unterschiedliche Aspekte verhandelt werden müßte. Der Abfallerzeuger ist dabei gezwungen, sein Verhalten an dem am wenigsten zum Tausch bereiten potentiell Geschädigten auszurichten. Dieser bestimmt letztlich über Abfallmengen, Schadstoffintensität und Transportentfernung der Abfälle. Da in jedem Fall für den Betrieb der Abfallanlage in einem bestimmten Standort die Zustimmung aller möglicherweise Geschädigten notwendig wäre, ist hier ein Machtmißbrauch nicht auszuschließen, da es für jeden einzelnen vorteilhaft sein kann, von den anderen Betroffenen zusätzliche Zahlungen zu fordern, um seine Zustimmung zu erkaufen[73]. Daneben ist zu berücksichtigen, daß sich jeder einzelne in seinen Verhandlungen mit dem Abfallerzeuger in einer Monopolstellung befindet, d.h. daß er überhöhte Kompensationsforderungen stellen kann, wenn er davon ausgeht, daß seine Zustimmung unabdingbar ist. Dies hat möglicherweise zur Folge, daß die Gruppe der potentiell Geschädigten insgesamt so hohe Zahlungen erwartet, daß ein solcher Tausch für den Abfallerzeuger nicht mehr lohnend ist[74].

Dem eigentlichen Tauschvorgang sind Kontrollaufwendungen nachgelagert, um die Einhaltung der getroffenen Abmachungen zu überprüfen. Die Geschädigten müßten überprüfen können, ob tatsächlich keine anderen als die in der Abmachung vereinbarten Schadstoffe in den zugelassenen Mengen emittiert werden, was ein technisches Problem mit nicht unerheblichen Kosten darstellt. Mit dieser Emissionsüberwachung sind die Daueremissionen angesprochen. Alternativ wäre es auch denkbar, statt der Emissionen den Input der Anlage zu überwachen, wenn eine vertragliche Vereinbarung derart existiert, daß der Abfallerzeuger ein Recht auf Behandlung oder Beseitigung spezieller Abfälle hat. Eine derartige Vereinbarung könnte insofern sinnvoll sein, als eine Emissionskontrolle möglicherweise obsolet würde, da bei der ausschließlichen Behandlung oder Beseitigung bestimmter genau bekannter Stoffe die Emission von speziellen Schadstoffen nicht erwartet werden kann. Bezüglich der Verhinderung von Störfällen entstehen Kontrollkosten derart, daß die Einhaltung bestimmter vorgegebener Verfahrensweisen sichergestellt wird. Ergibt sich bei diesen Kontrollen ein Verstoß des Abfallerzeugers gegen die im Rahmen der Reallokation von Eigentumsrechten getroffenen Abmachungen, so muß eine Sanktionierung sichergestellt sein, um Ausweichreaktionen solcher Art zu verhindern.

Es kann bei Geltung des Verursacherprinzips davon ausgegangen werden, daß, sofern tatsächlich alle Behandlungs- und Beseitigungsbedingungen auf dem Verhandlungswege geklärt werden müssen, bei zwei beteiligten Personen an gegebenen Standorten

---

73 Vgl. G. Lambertz, Bessere Wirtschaftspolitik durch weniger Demokratie? Ökonomische Demokratiekritik und Theorie der Autokratie. (Duisburger Volkswirtschaftliche Schriften, Band 6.) Hamburg 1990, S. 32f.

74 Vgl. D. Cansier [I], S. 192.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

lediglich eine Behandlung und Beseitigung solcher Stoffe, die nur Raum in Anspruch nehmen oder mit Emissionen verbunden sind, die allgemein als unschädlich akzeptiert werden, realisierbar ist. Allein in diesem Fall ist zu erwarten, daß die Transaktionskosten ausreichend niedrig sein werden, einen Tausch zustande kommen zu lassen, was unter anderem daran liegt, daß eine Bewertung des privaten Gutes Boden relativ leicht über Marktpreise erfolgen kann. Sobald allerdings der Grundstückseigentümer nicht mehr im Besitz aller Nutzungsrechte an diesem Boden ist, sondern ein Teil der Rechte von anderen Personen oder Institutionen wahrgenommen wird, können sich bereits hier erhebliche Transaktionskosten ergeben. Dies wäre z.B. der Fall, wenn Naturschutzbelange der Nutzung einer Fläche für Beseitigungszwecke entgegenstehen oder diese Flächennutzung mit immateriellen Nutzungsmöglichkeiten konkurriert[75]. Eine Behandlung oder Beseitigung von Abfällen, die über Emissionen auch die Medien Luft und Wasser negativ tangieren, dürfte in der Nähe des Standortes eines potentiell Geschädigten wegen der begrenzten Informations- und Kontrollmöglichkeiten nur dann möglich sein, wenn dieser bereit ist, sämtliche erfaßten möglichen Schadwirkungen bei finanzieller Kompensation in Kauf zu nehmen und auch teilweise unkompensierte mögliche Schäden hinzunehmen.

Eine Lösung des Standortfindungsproblems auf dem bisher skizzierten Verhandlungsweg ist bei mehreren Geschädigten nahezu auszuschließen, da nur ein einziges Individuum nicht zur Abwanderung bereit sein muß und beispielsweise eine lexikographische Rangordnung hinsichtlich der Schäden aufstellt, in der die Möglichkeit, daß es zu einer bestimmten Krankheit oder einem Todesfall durch die Emissionen aus der Anlage kommen kann, zu einer Ablehnung der Gesamtanlage führt[76], und dies unabhängig von einer eventuellen Kompensation für andere Schäden. Die Vielzahl der Individuen kann selbst der Errichtung von Deponien entgegenstehen, auf denen nur Stoffe abgelagert werden, die ausschließlich Raum beanspruchen und deren Emissionen die Umweltmedien Luft und Wasser allgemein akzeptiert nicht negativ beeinträchtigen. Zwar kann der erforderliche Boden von den Grundeigentümern relativ problemlos erworben werden, wenn das Grundstück nicht zu stark parzelliert ist und die Nutzungsrechte nicht zu stark streuen. Allerdings führen sowohl der Transport der Abfälle als auch Veränderungen des Landschaftsbildes zu Kosten bei Anliegern, die möglicherweise einen Deponiebetrieb verhindern oder zumindest strategisches Verhalten auf deren Seite ermöglichen.

Anlagen zur Behandlung und/oder Beseitigung von problembeladenen Stoffen könnten möglicherweise nur in solchen Gebieten errichtet werden, in denen die menschliche Gesundheit ebensowenig wie andere Güter geschädigt werden kann, was sich als nahezu unmögliches Unterfangen darstellen wird. Selbst wenn man die theoretische Möglichkeit der Existenz eines solchen Standortes akzeptiert, müßten immer noch die Transportkosten in Betracht gezogen werden, die wiederum sowohl durch die Kosten der Raumüberwindung als auch durch die mit zunehmender Entfernung ansteigenden möglichen Unfallkosten eine solche Höhe annehmen könnten, daß eine Aufnahme abfallerzeugender Tätigkeiten nicht mehr erfolgen kann. Dies würde aber bedeuten,

---

75 Ein solcher Konflikt zwischen alternativen Nutzungsmöglichkeiten eines Grundstücks bestand bei der Grube Messel.

76 Vgl. E. Knappe, S. 98.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

daß beim gegenwärtigen Stand technisch-naturwissenschaftlichen Wissens auf den größten Teil von ausgeübten Produktions- und Konsumaktivitäten verzichtet werden müßte.

Mit der Möglichkeit, daß die Anlieger von Abfallanlagen geschlossen Emissionsrechte an den Abfallerzeuger abtreten, auch wenn dieser Stoffe emittiert, die zu monetär nicht kompensierbaren Schäden führen, kann dann gerechnet werden, wenn die Anlieger selbst aus der Anlage unmittelbaren Nutzen ziehen[77]. Ein kollektiv geschlossenes Vorgehen ist denkbar, wenn die Geschädigten Produkte herstellen, die Einkommenserzielungsmöglichkeiten sichern, deren Abfälle aber zugleich gefährlich sind, und/oder wenn sie Produkte konsumieren, bei deren Herstellung oder nach deren Nutzung Abfälle anfallen, deren Behandlung oder Beseitigung möglicherweise zu Emissionen führt, die nicht-kompensierbare Schäden verursachen[78]. In diesem Fall sind die potentiell Geschädigten gezwungen, die Vorteile aus der Nutzung bzw. Herstellung der Produkte mit den Nachteilen aus der Abfallbehandlung und -beseitigung zu vergleichen. Für diesen intrapersonellen Vergleich ist es nicht unbedingt erforderlich, daß alle potentiellen Schäden und die Vorteile aus der Güterherstellung und -nutzung über eine Messung in Geldeinheiten vergleichbar gemacht werden. Hier kommt ein Konflikt zum Tragen, der daraus resultiert, „daß den Zielen der umweltverträglichen Abfallwirtschaft keine herausgehobene Sonderstellung zukommt, sie ihren Rang vielmehr in der Auseinandersetzung mit konkurrierenden Zielen und Werten im Wertesystem der Gesellschaft auszuweisen haben"[79]. Bei Gültigkeit des Verursacherprinzips wird es aber nur dann tatsächlich zur Errichtung einer Abfallanlage kommen, wenn sämtliche Betroffenen die Vorteile der Güterherstellung und -nutzung individuell höher schätzen als die Nachteile der Abfallanlage, in deren Immissionsglocke sie ihren Standort haben.

3.2.3. Resümee

Faßt man die bisherigen Ausführungen zusammen, so läßt sich festhalten, daß bei Aufgabe der Annahme keiner Transaktionskosten eine effiziente Allokation allein über die freiwillige Eigentumsrechtsübertragung im Wege des Tausches kaum zu erwarten sein wird. Bereits für nur zwei beteiligte Parteien ist unabhängig von der Ausgangsverteilung der Eigentumsrechte bei der Behandlung oder Beseitigung potentiell gefährlicher Stoffe mit derart hohen privaten Informations-, Durchführungs- und Kontrollkosten zu rechnen, daß diese den Nutzen aus einer Rechtstitelübertragung übersteigen werden. Sind mehrere Geschädigte beteiligt und werden aus der Abfallanlage Stoffe in die weitgehend öffentlichen Medien Luft und Wasser emittiert, ergibt sich eine zusätzliche Problemverschärfung grundsätzlicher Natur. Hat der Anlagenbetreiber das Recht zur Verschmutzung der Umwelt (Laissez-Faire), führen Freifahrerprobleme auf seiten der Geschädigten in der Regel dazu, daß sich keine Externalitätenmärkte

77 Voraussetzung dürfte allerdings sein, daß die Gruppe nicht zu groß ist, da ansonsten eine identische Interessenlage der Gruppenmitglieder unwahrscheinlich wird.

78 Hier wird unterstellt, daß die zu Abfall gewordenen Produkte vom Produkthersteller behandelt bzw. beseitigt werden.

79 Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 208.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

herausbilden bzw. keine Anstrengungen von den beteiligten Parteien unternommen werden, überhaupt in Verhandlungen miteinander zu treten. Hier kann im allgemeinen davon ausgegangen werden, daß Schadstoffe in zu großem Umfang emittiert werden und so das gesellschaftliche Optimum verfehlt wird. Haben umgekehrt die potentiell Geschädigten das Recht auf saubere Umwelt (Verursacherprinzip), so stellt sich das Problem, daß nur einer der Geschädigten eine Veräußerung seiner Rechte auf unverschmutzte Umwelt ablehnen muß, damit eine Verhandlungslösung, die der Zustimmung aller bedarf, scheitert. Die Nichtrealisation des gesellschaftlichen Optimums kann hier auf die zu geringe Aktivität des Abfallerzeugers, der nicht in erforderlichem Umfang Schadstoffe emittieren darf, zurückzuführen sein. Daraus ergibt sich zunächst die Frage, ob trotz dieser Schwierigkeiten Möglichkeiten bestehen, eine gesellschaftlich optimale Allokation über dezentrale Steuerungsmechanismen zu erreichen. Ein Ansatzpunkt könnte in einer Reduzierung der Transaktionskosten liegen. Dabei kann zwischen einer ex ante-Lösung, bei der die Übertragung der Eigentumsrechte weiterhin vor der Inbetriebnahme oder Weiterführung einer Anlage erfolgen muß, und einer ex post-Lösung, bei der der Betrieb der Anlage grundsätzlich erlaubt ist, Schäden aber nach ihrem Auftreten u.U. kompensiert werden müssen (Haftungsregime), unterschieden werden.

3.3. Möglichkeiten zur Reduzierung von Transaktionskosten auf Externalitätenmärkten

Bisher wurde davon ausgegangen, daß die Verhandlungsteilnehmer selbständig Informationen beschaffen und auswerten, Verhandlungspartner ausfindig machen und Bedingungen festlegen sowie Kontrollmöglichkeiten und -verfahren bestimmen und anwenden. Jede dieser Ebenen bietet nun eventuelle Ansatzpunkte für eine Senkung von Transaktionskosten. Dabei ist es zum einen möglich, daß die Verhandlungspartner auf bestimmte, allgemein anerkannte Institutionen oder Regeln für den Umgang miteinander zurückgreifen, die entweder hoheitlich gesetzt oder sich im Lauf der Zeit allgemein akzeptiert herausgebildet haben. Zu beachten ist, daß hier weiterhin davon ausgegangen wird, daß eine Lösung des Beseitigungs- und Behandlungsproblems auf rein privater Ebene möglich ist, da hoheitlich nicht unmittelbar in den Tauschprozeß eingegriffen wird, sondern nur ein Rahmen bereitgestellt wird, innerhalb dessen die Tauschakte stattfinden können. Zum anderen ist es denkbar, daß die Tauschpartner für die Informationsgewinnung und -verarbeitung, die Vertragsdurchführung und die anschließende Kontrolle hoheitlich zur Verfügung gestelltes Wissen oder das von privaten Dritten in Anspruch nehmen, wobei die hoheitliche Informationsbereitstellung durch Marktdefizite aufgrund des Kollektivgutcharakters von Informationen bedingt sein kann.

Bei den gesellschaftlichen Institutionen, die zur Minderung von Transaktionskosten beitragen, kann es sich zum einen um den Gesetzgeber, zum anderen um Gerichte handeln. Durch diese kann der Versuch unternommen werden, den genannten vollständigen Vertrag zu rekonstruieren, also Risiken so zuzuordnen, daß die gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt maximiert wird[80]. Die Entlastungsfunktion des durch den Gesetzgeber bereitgestellten dispositiven Vertragsrechts besteht darin, daß in weiten

80 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 273ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bereichen standardisierte Verträge vorgegeben werden, in denen bestimmte, weitgehend allgemein gültige Bedingungen geregelt werden, derer sich die Vertragspartner dann bedienen können. Für den Bereich der Abfallbehandlung und -beseitigung ist der Einsatz dieses hoheitlichen Vorgehens aber in Zweifel zu ziehen, da hier im allgemeinen sehr spezielle Gegebenheiten Vertragsgegenstand sein werden, bei denen eine standardisierte Vertragsgrundlage keine wesentliche Erleichterung und damit verbundene Transaktionskostensenkung herbeiführen würde.

Anders ist dagegen eine ergänzende Vertragsauslegung durch die Gerichte zu bewerten[81]. Hierbei liegt deren Aufgabe in der Lösung nachträglich auftretender Schwierigkeiten in einem Vertragsverhältnis. Damit sind etwa ex ante nicht bekannte Risiken von Beseitigungsanlagen, die somit auch aus einer vertraglichen Regelung ausgeblendet wurden, sowie Auslegungsprobleme hinsichtlich einzelner Regelungen eines bestehenden Vertrages angesprochen. Der abgeschlossene Vertrag ist somit unvollständig[82]. Wäre keine gerichtliche Schiedsinstanz vorhanden, so würden Verträge, die sich ex post als problematisch erweisen, entweder vollständig rückgängig gemacht, oder es würde die Zahl der möglichen Transaktionen dadurch reduziert, daß nur noch Verträge abgeschlossen werden, bei denen keine Unsicherheiten in welcher Hinsicht auch immer zu erwarten sind, woraus hohe Wohlfahrtsverluste resultieren würden. Durch Anerkennung einer Schiedsinstanz, die mit ausreichenden Möglichkeiten zur Durchsetzung ihres Urteils ausgestattet ist, können vertragsrechtliche Probleme reduziert werden. Aufgabe dieser Instanz ist es demzufolge, sich in die Zeit zurückzuversetzen, in der der Vertrag abgeschlossen wurde, und den Vertrag ergänzend so auszulegen, wie es durch die Vertragspartner selbst hätte erfolgen müssen, wenn sie sich der im nachhinein aufgetretenen Schwierigkeiten bewußt gewesen wären. Das bedeutet die Zuweisung des Risikos an denjenigen, der zu den geringsten Kosten zu seiner Vermeidung oder Minderung in der Lage gewesen wäre.

Als Beispiel soll der Fall dienen, in dem ein Vertrag zwischen einem Grundeigentümer und einem Beseitiger geschlossen wurde, welcher dem Beseitiger das Recht gewährt, auf einem Grundstück, das an andere Grundstücke des ehemaligen Eigentümers grenzt, Abfälle abzulagern, die neben der Raumbeanspruchung nur Stoffe emittieren, die Nutzungen auf den Nachbargrundstücken der Beseitigungsanlage nicht beeinträchtigen. Stellt sich nun im nachhinein heraus, daß durch den Beseitiger unbeabsichtigt auch Abfälle abgelagert wurden, deren Emissionen zu Schädigungen auf den Nachbargrundstücken führen, so ist es unter Effizienzgesichtspunkten Aufgabe der Gerichte, ex post zu prüfen, wie diese Schädigung, wäre sie bei Vertragsabschluß bekannt gewesen, am kostengünstigsten hätte verhindert oder vermindert werden können. Eine Möglichkeit hätte darin bestanden, daß der Beseitiger zur Kontrolle der zur Beseitigung gelangenden Stoffe oder zur Erlangung von Informationen über deren Emissionsverhalten zusätzliche Kosten aufgewandt hätte. Des weiteren hätte der Grundstückseigentümer entweder bestimmte Nutzungen unterlassen können, die durch die Emissionen im nachhinein negativ tangiert wurden, oder er hätte bei Beibehaltung der Nutzungen Schutzmaßnahmen treffen können. Unter Effizienzerwägungen wird nun das Gericht das Risiko demjenigen zuweisen, der es am kosten-

81 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 275ff.
82 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 276.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

günstigsten hätte vermeiden können. Sobald allerdings Dritte, die nicht am Vertrag beteiligt waren, von den Emissionen negativ betroffen sind, greift dieses Instrument nicht. In diesem Zusammenhang sind dann die weiter unten zu behandelnden Haftungsregeln von Interesse.

Neben diesen hoheitlichen Institutionen kann auch die Anerkennung allgemeiner Regeln transaktionskostensenkend wirken. Hier ist z.B. an die Vertrauensbasis zu denken, die sich zwischen den Vertragspartnern im Laufe der Geschäftsbeziehungen herausgebildet hat (und die ebenfalls eines Schutzes durch die Rechtssprechung bedarf), oder an eine grundlegende Unternehmensethik, wobei die dadurch gewonnene Reputation nicht durch unlauteres Geschäftsgebaren gefährdet werden soll[83].

Transaktionskosten können allerdings auch auf rein privater Ebene gesenkt werden, indem in den Vertrag Dritte zwecks Serviceleistungen einbezogen werden[84]. Das Angebot dieser Leistungen wird dann entstehen, wenn durch sie die Transaktionskosten vermindert werden können. Aus dieser Minderung erwachsen einem oder beiden der Vertragspartner durch einen Tausch von Eigentumsrechten möglicherweise Vorteile, in deren Erwartung sie das Entgelt für die Anbieter der Dienstleistungen aufbringen. Diese transaktionskostensenkende Wirkung von Spezialisten kann auf der Informations-, Durchführungs- und Kontrollkostenebene wirksam werden. Es können etwa von spezialisierten Dritten – z.B. von unabhängigen Wissenschaftlern – Informationen über die Schädlichkeit von Emissionen geliefert oder Kontrollaufgaben – etwa von einem privaten Überwachungsverein – wahrgenommen werden[85]. Die angesprochene Informationsbereitstellung wird aber im allgemeinen nur dann durch Private erfolgen, wenn der Öffentlichkeitsgrad des Nutzens der Information relativ gering ist, die Information somit wiederholt zum Verkauf angeboten werden kann. Wäre nur ein einmaliger Verkauf möglich, könnte der Preis für diese Informationsleistung derart hoch sein, daß die Vertragspartner die Information vielfach nicht nachfragen würden. In einem solchen Fall ist die hoheitliche Bereitstellung derartiger Informationen als öffentliches Gut in Erwägung zu ziehen.

Die hier genannten transaktionskostensenkenden Maßnahmen dürften aber vielfach nicht ausreichen, um Lösungen des Standortfindungsproblems bei Abfallanlagen ausschließlich über den bisher dargestellten Verhandlungsweg zu ermöglichen. Bei der Installation eines Haftungsregimes, also einer Änderung des institutionellen Rahmens[86], ist dies möglicherweise eher zu erwarten. Hier wird grundsätzlich eine dezentrale Steuerung beibehalten, wobei sich die Aktivität des Staates auf die Errichtung eines Ordnungsrahmens und die Installation von Gerichten beschränken kann[87].

---

83 Vgl. zur transaktionskostensenkenden Wirkung von Vertrauensschutz und Berufsethik H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 299ff.

84 Röpke spricht in diesem Zusammenhang von ökologischen Unternehmern. Vgl. J. Röpke, Marktallokation ökologischer Ressourcen. Eigentumsrechte und Transaktionskosten im evolutiven Ablauf. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 271ff., hier S. 276ff.

85 Vgl. M. Tietzel und M. Weber, S. 126, und D. v. Winterfeldt and W. Edwards, S. 57.

86 Vgl. V. Nienhaus [I], S. 262f.

87 Vgl. H. Siebert [I], S. 122.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

3.4.1. Zur Funktion eines Haftungsregimes

Im Falle der Installation eines Haftungsregimes erhält der Betreiber der Anlage das grundsätzliche Recht zur Schadstoffemission, ist aber verpflichtet, später auftretende Schäden unter bestimmten Umständen zu ersetzen, also für sie zu haften[88]. Der Abfallerzeuger kann also zunächst die aus seiner Sicht optimalen Abfallmengen produzieren, sie zu dem für ihn optimalen Entfernungspunkt transportieren und ihre Schadstoffintensität so weit reduzieren, wie es aus seiner Sicht vorteilhaft ist. Eine Kompensation erfolgt somit bei unsicheren Schäden nicht mehr ex ante, sondern ex post. Eine solche Regelung erscheint insofern sinnvoll, als das Risikopotential vieler menschlicher Aktivitäten unbekannt ist. Wenn aber nicht sämtliche Handlungen, die mit möglicherweise ungewissen Wirkungen verbunden sind, unterbunden werden sollen, müssen Sicherheitsvorkehrungen z.B. in der Form von Haftungsregelungen getroffen werden[89]. Die Reduzierung von Transaktionskosten erfolgt hier zunächst dadurch, daß nicht ex ante mit jedem einzelnen potentiell Geschädigten über alle für diesen relevanten Punkte verhandelt werden muß. Dies bedeutet, daß dann, wenn aufgrund bestimmter Emissions-Immissions-Wirkungsbeziehungen bei 10 vH der Personen oder des Eigentums dieser Personen innerhalb der Immissionsglocke ein Schaden auftritt, ex post nur mit eben diesen 10 vH ein Ausgleich herbeigeführt werden muß. Hätten dagegen die potentiell Geschädigten ein Recht auf saubere Umwelt, müßte ex ante jedem einzelnen, also 100 vH, das Recht für eventuell schädigende Emissionen abgekauft werden. In diesem Zusammenhang ist das Haftungsprinzip auch als Instrument zur Überwindung prohibitiv hoher Transaktionskosten auf der Durchführungsebene anzusehen. Wie oben gezeigt wurde, kommt es bei Vorhandensein mehrerer Geschädigter sowohl bei einer Laissez-Faire-Lösung als auch bei Anwendung des Verursacherprinzips wahrscheinlich zu ineffizienten Lösungen. Der Sinn des Haftungsprinzips liegt darin, „daß die Bewertungen der betroffenen Individuen miteinander konfrontiert werden"[90]. Zugleich können Informationskosten eingespart werden, da nicht über alle möglichen Schäden verhandelt werden muß und auch nicht sämtliche eventuell betroffenen Personen ausfindig gemacht werden müssen. Sichere Schäden müßten ex ante ergänzend zur Haftung über eine sichere Kompensation entgolten werden, soweit die Geschädigten, was diese Schäden betrifft, ein Abwehrrecht haben. Aufgrund praktischer Probleme wird, worauf weiter unten noch näher einzugehen ist, der Umfang sicherer Schäden im allgemeinen durch den Einsatz umweltpolitischer Instrumente wie Abgaben, Ge- und Verbote und Zertifikate beschränkt.

---

88 Vgl. M. Adams [II], Ökonomische Analyse der Gefährdungs- und Verschuldenshaftung. (R. v. Decker's rechts- und sozialwissenschaftliche Abhandlungen, Band 31.) Heidelberg 1985, S. 46.

89 Vgl.F. Nicklisch [I], Das Recht im Umgang mit dem Ungewissen am Beispiel der Regelungen zu Produkt-, Gentechnik- und Umwelthaftung. In: H. Lenk und M. Maring (Hrsg.), Technikverantwortung. Güterabwägung – Risikobewertung – Verhaltenskodizes. Frankfurt und New York 1991, S. 161ff., hier S. 164f.

90 P. Behrens, S. 174.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Geht man nun davon aus, daß das Ziel der Einrichtung von Haftungsregeln durch eine rechtsetzende Instanz darin liegt, unsichere Umweltschädigungen durch ein optimales Vorsorgeniveau zu vermeiden oder zu senken, so bedeutet dies, daß mit der ex post-Kompensation nicht alle Implikationen des Haftungsprinzips erfaßt sein können[91]. Der Abfallerzeuger, der über die Errichtung einer solchen institutionell vorgegebenen Haftungsregelung informiert ist, wird die möglicherweise von ihm zu leistenden Zahlungen in seine Kalkulationen einfließen lassen, was eine ex ante-Anreizwirkung, in effizientem Umfang Vorkehrungen gegen einen möglichen Schadenseintritt und die Schadenshöhe zu treffen, impliziert[92]. Dabei ist die optimale Vorsorge nicht mit der maximal möglichen Vorsorge gleichzusetzen, sondern es müssen auch in diesem Fall Kosten-Nutzen-Abwägungen dergestalt stattfinden, daß zu prüfen wäre, ob die zur Senkung der erwarteten Schadenshöhe aufzuwendenden Beträge geringer sind als die dadurch eingesparten Schadkosten. Das Optimum liegt somit im Minimum der Summe aus erwarteten Schadkosten und Vorsorgekosten.

Bezüglich der Kausalität kann bei einer geringen Zahl von betrachteten Parteien davon ausgegangen werden, daß die Voraussetzung der Verursachung[93], also der von dem Abfallerzeuger ausgehende schädigende Eingriff in die Rechtssphäre des anderen Individuums, tatsächlich stattgefunden hat[94]. Unter Berücksichtigung der bereits erwähnten Symmetrie der Kausalität, die von Coase selbst als die reziproke Natur des Problems bezeichnet wurde[95], stellt sich aber nunmehr die Frage, ob tatsächlich der Abfallerzeuger alleiniger Träger der Haftungslast sein sollte, da ja zu den stattfindenden Emissionen eine Disposition des Opfers treten muß, damit es tatsächlich zu einer Schädigung in einer bestimmten Höhe kommt[96].

Auf die konkrete Verteilung der anfallenden Kosten durch das Haftungssystem bezogen wird häufig die These verteten, daß die Partei haften sollte, die die Vorsorgemaßnahmen zu den geringsten Kosten treffen kann (Prinzip des cheapest cost avoider)[97], damit diese dann die schadensreduzierenden Vorkehrungen vornimmt. So ist etwa daran zu denken, daß der Abfallbeseitiger zusätzliche Filter einbaut, um die Emissionen zu senken, andererseits könnte der Geschädigte seinen Standort verlagern,

---

91 Auf den Zusammenhang zwischen Risiko und Haftungsregelungen weisen verschiedene Autoren hin. Vgl. z.B. A. Endres und R. Schwarze, Allokationswirkungen einer Umwelthaftpflicht-Versicherung. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 14 (1991), S. 1ff., hier S. 1; A. Bauer und E. v. Böventer, S. 439; H. Siebert [I], S. 118f.; H. Karl [IV], Umweltschutz mit Hilfe zivilrechtlicher und kollektiver Haftung. „RWI-Mitteilungen", Berlin, Jg. 43 (1992), S. 183ff., hier S. 185ff.

92 Vgl. A. Endres [VI], Allokationswirkungen des Haftungsrechts. „Jahrbuch für Sozialwissenschaft", Band 40 (1989), S. 115ff., hier S. 116; A. Endres [V], S. 412. Vgl. auch H. Siebert [I].

93 Bezüglich der generellen Frage der Verursachung sei auf einige grundlegende Arbeiten verwiesen. Hier sind etwa G. Calabresi, Concerning Cause and the Law of Torts. An Essay for Harry Kalven, Jr. „University of Chicago Law Review", Chicago, vol. 43 (1975/76), S. 69ff.; S. Shavell, An Analysis of Causation and the Scope of Liability in the Law of Torts. „Journal of Legal Studies", Chicago, vol. 9 (1980), S. 463ff., und W.M. Landes and R. Posner, Causation in Tort Law. An Economic Approach. „Journal of Legal Studies", vol. 12 (1983), S. 109ff., zu nennen.

94 Auf die besondere Relevanz dieser eigentlich vorgelagerten Frage weist z.B. P. Klemmer [II], S. 49f., hin.

95 Vgl. R.H. Coase, S. 148f.

96 Vgl. M. Adams [II], S. 147.

97 Diese Vorstellung geht auf Calabresi zurück; vgl. dazu M. Adams [II], S. 21.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

um die bei ihm wirksam werdenden Immissionen, die zu einer Schädigung seiner selbst oder seines Eigentums führen könnten, zu senken. Die Schwierigkeit dieses Prinzips liegt allerdings in seiner Unbestimmtheit, da „die geringstmögliche Höhe der für die Vermeidung eines Unfalls aufzuwendenden Kosten auch eine Funktion der von der anderen Partei aufgewendeten Kosten darstellt"[98].

Insofern muß also grundsätzlich versucht werden, für beide Individuen gleichzeitig Anreize zu setzen, ihre Handlungsweisen so auszurichten, daß dem Ziel entsprochen wird, den Gesamtnutzen aus den Tätigkeiten von Abfallbeseitiger und Betroffenem abzüglich der Transport- bzw. Vorsorge- und zu erwartenden Schadkosten zu maximieren[99]. Einen Anhaltspunkt zur Lösung dieses Problemkreises bietet der Vorschlag, davon auszugehen, Verletzer und Opfer seien in einer Person vereinigt. Das von dieser Person vorgenommene Aktivitäts- und Sorgfaltsniveau würde dann auch für den Zwei-Personen-Fall den optimalen Tätigkeitsumfang festlegen[100].

3.4.2. Verschuldenshaftung

Die Verschuldenshaftung[101] basiert auf der Vorstellung, daß ein Individuum dann für einen bestimmten von ihm verursachten Schaden haftet, wenn es genau festgelegte Sorgfaltsstandards nicht eingehalten hat[102]. Durch die Haftung soll die Internalisierung externer Kosten erreicht werden[103]. Die Nichteinhaltung der Sorgfaltsmaßstäbe kann auf Vorsatz oder Fahrlässigkeit beruhen[104], wobei Fahrlässigkeit immer dann vorliegt, wenn der Anlagenbetreiber eine „Vorsichtsmaßnahme zur Vermeidung einer Leistungsstörung nicht ergriffen hat, obwohl ihre Kosten geringer sind als die durch sie bewirkte Verminderung des Schadensrisikos (= Schadenshöhe multipliziert mit der Schadenswahrscheinlichkeit)"[105]. Dieses Kriterium zur Abgrenzung des Fahrlässigkeitstatbestandes, das auf eine Grundsatzentscheidung von Judge Learned Hand zurückgeht, wodurch es auch als Learned Hand-Formel in die Literatur eingegangen

98 M. Adams [II], S. 30.

99 Vgl. M. Adams [II], S. 42.

100 Vgl. M. Adams [I], S. 155f., sowie M. Adams [II], S. 159ff.

101 Die Grundlage für die Verschuldenshaftung ergibt sich im deutschen Recht aus § 823 I BGB: „Wer vorsätzlich oder fahrlässig das Leben, den Körper, die Gesundheit, die Freiheit, das Eigentum oder ein sonstiges Recht eines anderen widerrechtlich verletzt, ist dem anderen zum Ersatze des daraus entstehenden Schadens verpflichtet". Für den Umweltbereich ergibt sich die Gültigkeit weitgehend aus Abs. 2, in dem die Verschuldenshaftung auf Gesetze, die den Schutz einer anderen Person bezwecken, bezogen wird. Hier ist z.B. an das BImSchG zu denken. Allgemein sind die Ansprüche auf Kompensationszahlungen nach § 906 BGB erst nach Überschreitung einer gewissen Toleranzschwelle wirksam, wobei gemäß Abs. 2 sogar eine wesentliche Beeinträchtigung, sofern sie ortsüblich und in wirtschaftlich zumutbarem Rahmen nicht vermeidbar ist, geduldet werden muß.

102 Vgl. z.B. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 96, A. Endres [VI], S. 116; A. Endres [V], S. 411.

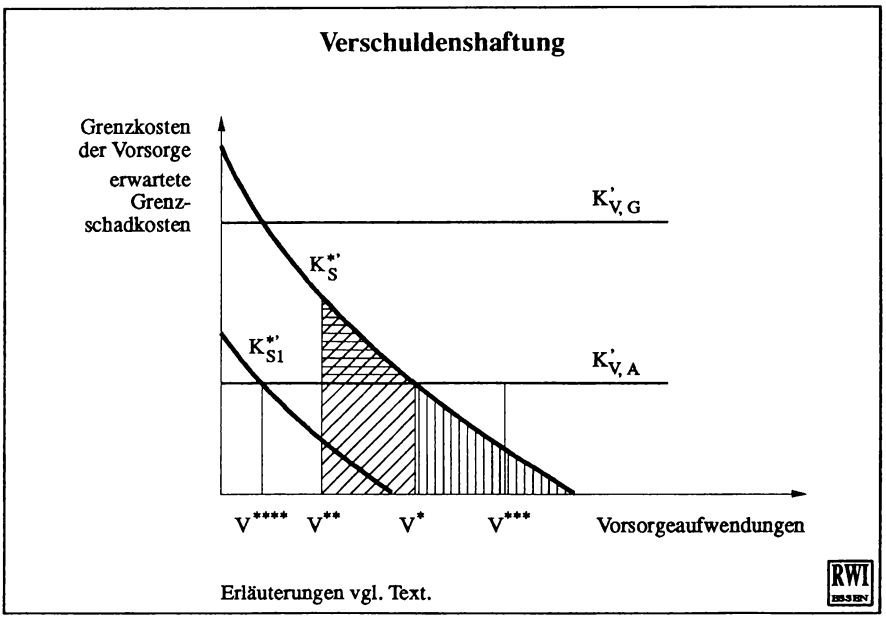
103 „§ 823 I BGB dient ... dazu, die auf verschiedene Personen verteilt anfallenden Vorteile und Nachteile einzelner Handlungen wieder so zusammenzufügen, daß derjenige, der über Ausmaß und Anwendungsweise der möglicherweise schädigenden Handlung zu entscheiden hat, nicht nur den Nutzen, sondern auch die Kosten seiner Handlung in seiner privaten Bilanz wiederfindet"; M. Adams [I], S. 144f.

104 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 139.

105 J. Köndgen und P. v. Randow, Sanktionen bei Vertragsverletzung. In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 122ff., hier S. 132.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 15



ist[106], muß allerdings in seiner Bedeutung für den hier betrachteten Problemkreis relativiert werden.

Die theoretischen Zielvorstellungen der Verschuldenshaftung werden in Schaubild 15 verdeutlicht[107]. Hier sind auf der Abszisse die Vorsorgeaufwendungen V, auf der Ordinate die Grenzkosten der Vorsorge K'_V und die erwarteten Grenzschadenskosten $K_S^{*'}$ aus der Abfallbehandlung und -beseitigung abgetragen. Das optimale Vorsorgeniveau ist nach der Learned Hand-Formel in V^* realisiert, weil die Grenzvorsorgekosten zur Schadensreduzierung beim Abfallerzeuger $K'_{V,A}$ geringer sind als die bei dem potentiell Geschädigten $K'_{V,G}$. Die gesamtwirtschaftlichen Kosten werden so durch Vorsorgemaßnahmen des Abfallerzeugers minimiert, wobei implizit unterstellt wird, daß der Geschädigte den Schadensanteil, der nach optimaler Vorsorge des Erzeugers verbleibt, kostengünstiger vermindern oder vermeiden kann[108]. Mit der

106 Wörtlich lautet es in der Formel von Learned Hand „Die Pflicht ... zur Schadensabwehr ist eine Funktion von drei Variablen: (1) Der Wahrscheinlichkeit (des Schadenseintritts); (2) der Schwere des Schadens ...; (3) des Aufwands für angemessene Vorkehrungen. Diese Begriffsbestimmung wird vielleicht deutlicher, wenn man sie in Gestalt einer Ungleichung faßt: Wenn die Wahrscheinlichkeit P genannt wird, der Schaden L, und der Aufwand B, dann hängt die Haftung davon ab, ob B geringer ist als L multipliziert mit P: d.h. ob B < PL"; United States vs. Caroll Towing Co., 159F. 2d169, 173 (2d Cir. 1947), zitiert nach einer Übersetzung in P. Behrens, S. 164. Mit dieser Abgrenzungsproblematik setzen sich auch H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 97, auseinander.

107 Vgl. auch C.B. Blankart, Besteuerung und Haftung im Sondermüllbereich. Eine ökonomische Analyse. In: K. Schmidt (Hrsg.), Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I. (Schriften des Vereins für Socialpolitik, N.F. Band 176/I.) Berlin 1988, S. 67ff., hier S. 77f., sowie M. Adams [II], S. 54f.

108 Vgl. P. Behrens, S. 164f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Learned Hand-Formel wird allerdings ein risikoneutrales Verhalten des Gesetzgebers oder Gerichtes unterstellt. Je risikoaverser diese eingestellt sind, desto höher wird unter sonst gleichen Bedingungen das erforderliche Vorsorgemaß ausfallen.

Unterschreitet der Abfallerzeuger das optimale Niveau V^*, realisiert er beispielsweise nur ein Vorsorgeniveau entsprechend V^{**}, so haftet er im Schadensfall für Schäden entsprechend der schräg schraffierten Fläche. Die Schäden entprechend der senkrecht schraffierten Fläche verbleiben wie in dem Fall, in dem das optimale Vorsorgeniveau eingehalten wird, beim Geschädigten[109]. Er wird damit in die Rolle desjenigen gedrängt, der auf das Aktivitäts- und Sorgfaltsniveau des Abfallerzeugers lediglich reagieren kann. Damit hat er Anreize, selbst Maßnahmen zur Vorsorge zu ergreifen.

Das grundsätzliche Problem, das sich bei der Verschuldenshaftung ergibt, liegt einerseits in der Festlegung des Sorgfaltsstandards durch die Gerichte, andererseits in der Antizipation dieses Standards durch den Abfallerzeuger. Für diesen ist es zunächst weniger ausschlaggebend, wie aus seiner Sicht die erwarteten Schadens- und Vorsorgekosten verlaufen werden, sondern welchen Verlauf die rechtsprechende oder rechtssetzende Instanz bei der Festlegung eines Sorgfaltsniveaus zugrunde legt. Transaktionskosten werden so durch ein Haftungsregime nicht beseitigt, sondern nur auf eine andere Ebene verlagert. Sie fallen nun nicht mehr bei unmittelbaren Verhandlungen zwischen Schädiger und Geschädigtem an, sondern einerseits durch die Informationsbeschaffung der Gerichte und der Legislative zur Festlegung des Sorgfaltsniveaus und andererseits bei der Informationsbeschaffung des Abfallerzeugers darüber, welches Vorsorgeniveau als optimal angesehen wird. Diese Information ist auch insofern relevant, als mit dem Haftungsrecht nicht nur eine ex post-Kompensation, sondern auch eine ex ante-Anreizwirkung verbunden sein soll. Je geringer die Informationsbasis ist, desto unsicherer wird die Planungsgrundlage für den Erzeuger, was u.U. eine Nichtaufnahme bestimmter Aktivitäten zur Folge hat. Nachgelagert ergeben sich Transaktionskosten durch die Kontrolle, die notwendig wird, wenn bei einem erfolgten Schaden überprüft werden muß, ob das Sorgfaltsniveau vom Abfallerzeuger eingehalten wurde oder nicht.

Wird das Vorsorgeniveau von hoheitlicher Seite zu niedrig angesetzt (V^{**}), so wird der Abfallerzeuger Vorsorge in einem gesamtwirtschaftlich zu geringen Ausmaß betreiben. Hier entstehen zusätzliche Kosten in Höhe der waagerecht schraffierten Fläche, die dem Geschädigten aufgebürdet werden. Zudem erfolgt eine Umverteilung zu Lasten des Geschädigten derart, daß er nun auch die Kosten übernehmen muß, die bei richtiger Festlegung des Vorsorgestandards der Abfallerzeuger für Vorsorgemaßnahmen hätte aufwenden müssen[110]. Wird das Vorsorgeniveau dagegen zu hoch angesetzt (V^{***}), so wird der Erzeuger trotzdem nur das gesamtwirtschaftlich optimale Vorsorgeniveau V^* realisieren, weil es für ihn über V^* hinaus kostengünstiger ist, entstandene Schäden zu ersetzen als diese vorsorglich zu unterbinden. Hier erfolgt dann eine Umverteilung zugunsten des Geschädigten, da dieser nur noch die Schäden jenseits des Vorsorgeniveaus V^{***} selbst zu tragen hat.

---

109 Vgl. M. Adams [II], S. 52.
110 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 99f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Die Haftung greift allerdings nur, wenn Schäden auch tatsächlich eingeklagt werden. Der Betreiber der Abfallanlage wird sich somit nicht am Erwartungswert des Schadens, sondern am Erwartungswert seiner Ersatzzahlungen orientieren[111]. Dessen Höhe ist davon abhängig, daß Schäden erkannt, dem Betreiber zugerechnet und eingeklagt werden. Hier ergeben sich erhebliche Probleme daraus, daß der Erwartungswert der Ersatzzahlungen im allgemeinen nicht unbeträchtlich unter dem Erwartungswert der Schäden liegen wird. Damit wird das Vorsorgeniveau des Abfallerzeugers tendenziell zu gering ausfallen, es sei denn, daß im Falle einer Schadensrealisation nicht nur geprüft wird, um welchen Betrag Vorsorgemaßnahmen das verwirklichte Schadensrisiko vermindert haben, sondern auch hinterfragt wird, ob weitere nicht eingetretene Schadensrisiken reduziert worden sind. Dies setzt allerdings voraus, daß dem Gericht bzw. der Instanz, die über das notwendige Vorsorgeniveau entscheidet, Kenntnisse darüber vorliegen, welche anderen Schäden zusätzlich hätten entstehen können. In der Realität wird man davon ausgehen können, daß für den Schädiger nur ein Teil der möglichen Schäden verhaltenslenkend wirksam wird.

Eine Einforderung von Schadensersatz setzt zunächst voraus, daß der Geschädigte den Stoff identifizieren kann, der für den Schaden ursächlich ist. Daran anschließend muß dieser Stoff einem bestimmten Emittenten zugeordnet werden. Das wird dann relativ problemlos sein, wenn ein Störfall aufgetreten ist, der auch als solcher erkannt wurde. Bei Vorhandensein mehrerer Emittenten werden Zuordnungsschwierigkeiten auftreten. Es muß in diesem Fall nachgewiesen werden, daß einer der Emittenten ein schuldhaftes Verhalten an den Tag gelegt hat. Eine Verschärfung dieser Problematik ergibt sich bei Langzeitschäden, da bei diesen entweder ein Nachweis erbracht werden muß, daß vor langer Zeit schuldhaft Stoffe emittiert worden sind, die in der Gegenwart zu einem Schaden geführt haben (kanzerogene oder mutagene Schäden), oder über einen längeren Zeitraum hinweg vorsätzlich oder fahrlässig Stoffe emittiert wurden, die zu einem Akkumulationsschaden geführt haben. Erhebliche Schwierigkeiten sind auch bei Synergieeffekten zu erwarten, da für sie ein Schaden nicht einem Schadstoffemittenten allein zugerechnet werden kann[112].

Schließlich muß es zu einer Klage gegen den Schädiger kommen. Dazu ist es zunächst notwendig, daß ein Kläger vorhanden ist, der seine Ansprüche dem Schädiger gegenüber geltend macht. Bei geschädigtem Privateigentum wird dies dann erfüllt sein, wenn die Schadenshöhe nicht so gering ist, daß der Kläger nicht bereit ist, das Risiko der Prozeßkosten zu tragen. Wird allerdings eine Vielzahl von relativ geringen Schäden eingeklagt, fallen erhebliche Transaktionskosten in der Form von Durchführungskosten an. Bei Ökologieschäden tritt dagegen möglicherweise aufgrund der nicht ausreichend spezifizierten und zugeordneten Eigentumsrechte die Frage auf, wer die Schäden an der Natur geltend machen soll[113]. Zudem muß der Schädiger noch existent sein, was sich vor allem bei Langzeitschäden als problematisch erweisen kann.

---

111 Vgl. C.B. Blankart, S. 78.

112 Vgl. P. Klemmer [IV], Gesamtwirtschaftliche Effekte ökonomischer Instrumente des Umweltschutzes. In: Umweltschutz. Herausforderungen und Chancen für die Wirtschaft. (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38.) Berlin 1991, S. 135ff., hier S. 148.

113 Vgl. P. Klemmer [IV] sowie M. Kloepfer [I], Umweltrisiken und Haftungsregeln – Rechtspolitische Aspekte. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 11 (1988), S. 243ff., hier S. 250. Ein

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Je geringer nun die Wahrscheinlichkeit ist, daß Schäden erkannt, dem Anlagenbetreiber zugeordnet und auch eingeklagt werden ($K_{S1}^{*'}$ in Schaubild 15), desto geringer wird der Anreiz zur Vorsorge für den Abfallerzeuger (V^{****}). Hier können erhebliche volkswirtschaftliche Kosten enstehen, da noch ein großer Teil der eingetretenen Schäden hätte kostengünstig vermieden werden können.

Ein weiteres Defizit eines Haftungsregimes liegt darin, daß nur monetarisierbare Schäden ersetzt werden können. Dies hat zur Folge, daß dann, wenn das vorgegebene Sorgfaltsniveau sich nur an eben diesen erwarteten monetarisierbaren Schäden ausrichtet, der Anlagenbetreiber keine Veranlassung hat, Vorsorgemaßnahmen zu ergreifen, durch die Emissionen verhindert werden, die zu nicht in Geld bewertbaren Schäden führen. Dabei kann es sich einerseits um Schäden handeln, die aufgrund bestimmter institutioneller Bedingungen nicht monetarisiert sind (z.B. wegen fehlender Marktpreise), andererseits um solche, die keine Nachfrage nach einem finanziellen Ausgleich auslösen (Gesundheitsschäden und immaterielle Schäden)[114]. Der Verzicht darauf, diese Schäden mit einem Geldbetrag auszudrücken, führt dann aber dazu, daß sie praktisch mit einem Betrag in Höhe von Null angesetzt werden[115]. Daraus folgt, daß zu ihrer Minderung auch keinerlei Vorsorgemaßnahmen auf seiten des Schädigers ergriffen werden.

Schließlich bringt eine Verschuldenshaftung auch noch einige Defizite unter dynamischen Gesichtspunkten zur Schadensminderung mit sich. Das Interesse des Anlagenbetreibers beschränkt sich hier darauf, die Vorsorgestandards einzuhalten. Ein Anreiz zur Realisierung technischen Fortschritts besteht nur in eingeschränktem Maße. Könnten beispielsweise durch technische oder organisatorische Veränderungen die Grenzvorsorgekosten $K_{V,A}^{'}$ (vgl. Schaubild 15) gesenkt werden, so wäre der Anreiz dazu nur dann gegeben, wenn dadurch das vorgegebene Vorsorgeniveau V^* kostengünstiger eingehalten werden könnte. Kosteneinsparungen, die durch eine mögliche Reduzierung des verbleibenden Schadens entstünden, liefern für den Anlagenbetreiber keine Motivation zur Realisierung technischen Fortschritts. Eher besteht die Gefahr, daß auch Maßnahmen, deren Anwendung eine kostengünstigere Realisation des Vorsorgeniveaus ermöglichen würden, unterbleiben, weil daraus eine Anhebung des hoheitlich vorgegebenen Sorgfaltsstandards erwachsen könnte, welche die einzelwirtschaftlichen Kostenvorteile wieder zunichte machte. So wäre es beispielsweise denkbar, daß Sorgfaltsanforderungen derart bestehen, Abfälle auf bestimmte Art und Weise mit einer bestimmten Anzahl von Proben hinsichtlich ihrer Zusammensetzung

---

Richtlinienvorschlag der EG (der eine weiter unten zu behandelnde Gefährdungshaftung für Abfallerzeuger beinhaltet) sieht hier vor, daß entweder der Staat oder Umweltverbände ein Klagerecht erhalten. Vgl. G. Roller, Haftung für Industrieabfälle. Der Richtlinienvorschlag der EG. „Öko-Mitteilungen", Jg. 1991, Heft 2, S. 28f., hier S. 29. Gemäß § 16 UmweltHG (das auch die noch zu behandelnde Gefährdungshaftung beinhaltet) ist nur dann Ersatz zu leisten, wenn Naturgüter eines individuellen Eigentümers beschädigt werden. Vgl. Gesetz über die Umwelthaftung (Umwelthaftungsgesetz – UmweltHG) vom 10.12.90 (BGBl. I, S. 2634); G. Landsberg und W. Lülling, Umwelthaftungsrecht. Kommentar. Köln 1991, S. 248ff.; M. Ahrens, Das neue Umwelthaftungsgesetz. „WISU – Das Wirtschaftsstudium", Jg. 20 (1991), S. 582f.

114 Vgl. Adams, M. [III], Warum kein Ersatz von Nichtvermögensschäden? In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 210ff., hier S. 215f.

115 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 122ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zu prüfen. Können nun die hierbei anfallenden Kosten durch technisch-organisatorische Maßnahmen reduziert werden, lohnt ein solches Vorgehen nur dann, wenn nicht etwa im Gegenzug das Sorgfaltsniveau dergestalt angehoben wird, daß die Anzahl der zu ziehenden Proben erhöht wird.

3.4.3. Gefährdungshaftung

Im Unterschied zur Verschuldenshaftung liegt der Gefährdungshaftung die Vorstellung zugrunde, daß „derjenige, der im eigenen Interesse fremde geschützte Güter durch Gefährdung in Anspruch nimmt, zum Ausgleich des entstehenden Schadens verpflichtet sein muß"[116]. Das bedeutet, daß der Abfallbehandler oder -beseitiger immer haften, d.h. Schadensersatz für erfolgte Schädigungen leisten muß, und das selbst in jenen Situationen, in denen ihm weder Vorsatz noch Fahrlässigkeit vorgeworfen werden können[117]. Es werden also auch Risiken erfaßt, die sich dann einstellen, wenn eine Technik rechtmäßig genutzt wird[118]. Insofern soll bereits der Betrieb einer umweltgefährdenden Anlage die Haftung im Sinne einer „sozialen Verantwortung für eigene Wagnisse"[119] begründen[120]. Auch in starkem Maße eingesetzte Präventivmaßnahmen seitens des Abfallerzeugers können ihn nicht davon entbinden, die durch seine Anlage entstandenen Schäden ex post zu kompensieren[121]. Dies gilt grundsätzlich auch bei auftretenden Entwicklungsschäden, also Schäden, deren Eintritt ex ante nicht vorhersehbar ist, so daß hinsichtlich ihrer Entstehung oder Konsequenzen auch keine Vorsorge getroffen werden kann[122].

Da auch hier das Ziel nicht allein in einem monetären Ersatz erlittener Einbußen besteht und die Entbindung von einer Zahlungsverpflichtung bei Einhaltung der vorgegebenen Sicherheitsstandards entfällt, stellt sich ebenfalls bei der Gefährdungshaftung die Frage nach der tatsächlichen Anreizwirkung, die bezogen auf Verursacher und Opfer von ihr ausgeht. Dabei bestehen zum Teil die gleichen Defizite wie bei der Verschuldenshaftung, die durch eine unzureichende Schadenserfassung und Zurechnung sowie eine fehlende Monetarisierbarkeit von Schäden bedingt sind. Wurden aber bei dem Verschuldensprinzip die Risiken, die aufgrund zu hoher Präventionskosten unter Kosten-Nutzen-Erwägungen nicht vermieden wurden, allein dem Geschädigten angelastet, wenn der Vorsatz- oder Fahrlässigkeitstatbestand nicht erfüllt war, verbleiben

---

116 H. Koziol, Erlaubte Risiken und Gefährdungshaftung. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 143ff., hier S. 145.

117 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 244 sowie P. Klemmer [II], S. 40.

118 Vgl. F. Nicklisch [I], S. 166.

119 K. Töpfer [II], Reform des Umwelthaftungsrechts. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 2 (1989), S. 1ff., hier S. 2.

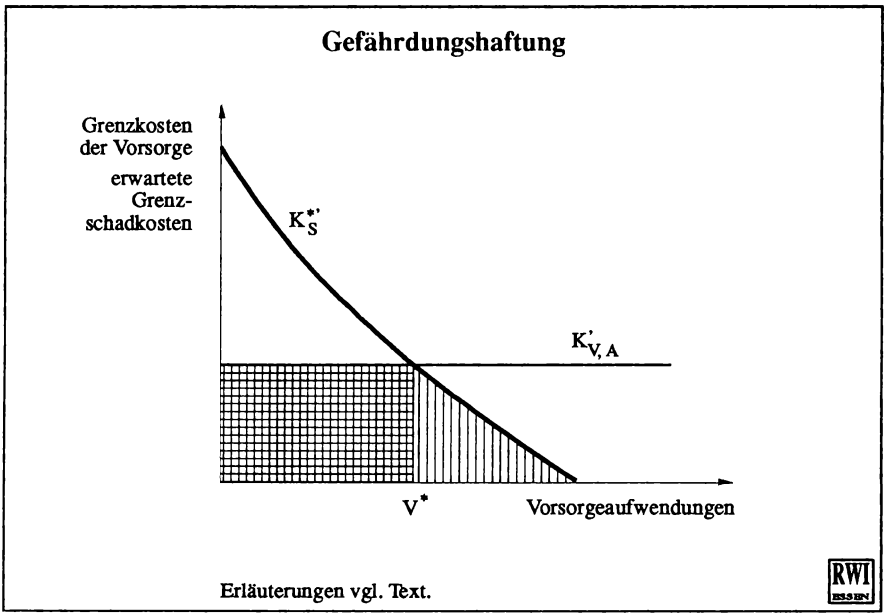
120 Auf den Tatbestand der Gefährlichkeit als Grund für die Gefährdungshaftung weist auch Kunreuther hin. Vgl. H. Kunreuther, Verbesserung des Standortbestimmungsverfahrens. In: H. Kunreuther u.a. (Hrsg.), Risikoanalyse und politische Entscheidungsprozesse. Standortbestimmung von Flüssiggasanlagen in vier Ländern. Berlin u.a. 1983, S. 259ff., hier S. 277. Vgl. auch F. Nicklisch [I], S. 169.

121 Vgl. auch § 1 des UmweltHG sowie G. Landsberg und W. Lülling, S. 26ff. Für den Abfallbereich bestehen bereits in Belgien in dem Gesetz über giftige Abfälle und in Frankreich im Gesetz über die Beseitigung von Abfällen von 1975 Ansätze, die Gefährdungshaftung im Recht einzusetzen. Vgl. hierzu Europäische Stiftung zur Verbesserung der Lebens- und Arbeitsbedingungen (Hrsg.), Risikomüll und Sicherheit. Luxemburg 1988, S. 64f.

122 Vgl. F. Nicklisch [I], S. 168.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 16



sie nunmehr beim Verursacher. Daraus ergibt sich, daß der Abfallerzeuger als derjenige angesehen wird, der am kostengünstigsten die Risiken senken kann, was nicht zuletzt daraus folgt, daß er im allgemeinen bei asymmetrischer Informationsverteilung eher als der Geschädigte in der Lage ist, das Wissen über die zu beseitigenden Abfälle und deren schadensträchtiges Emissionspotential und die verwendeten Behandlungs- und Beseitigungstechnologien zur Abschätzung von Möglichkeiten zur Risikoreduktion einzusetzen[123]. Da die Belastungen, sofern dem Opfer kein schuldhaftes Vorgehen vorgeworfen werden kann, bei einem Schadenseintritt in jedem Fall den Anlagenbetreiber treffen[124], ist es für ihn sinnvoll, einerseits weitgehende Informationen über das Gefahrenpotential seiner Anlage zu beschaffen und für seine Vorsorgemaßnahmen zu verwenden[125], um es möglichst nicht zum Schadenseintritt kommen zu lassen. Andererseits wird er bei mehreren Präventionsmöglichkeiten die kostengünstigste Alternative wählen. Dies läßt auch ein Interesse an der Entwicklung respektive Nutzung von technischen Neuerungen für die Vorsorge erwarten.

In Schaubild 16 werden die Zusammenhänge dargestellt. Der Abfallerzeuger wird die Anstrengungen zur Vermeidung von Risiken so lange betreiben, wie die Vermeidung ($K'_{V,A}$) für ihn günstiger ist als die Zahlung von Entschädigungen (K'_S). Der Optimalpunkt (V^*) ist also dann erreicht, wenn die Grenzvorsorgekosten die gleiche Höhe wie die erwarteten marginalen Entschädigungszahlungen haben[126]. Dieses Vorsorge-

123 Vgl. P. Behrens, S. 164ff.
124 Vgl. M. Adams [II], S. 56.
125 Vgl. C.B. Blankart, S. 80.
126 Vgl. auch A. Bauer und E. v. Böventer, S. 442.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

niveau entspricht dem, welches auch unter dem Regime einer Verschuldenshaftung gilt. Die Kosten, die bei der Gefährdungshaftung für den Abfallerzeuger relevant sind, werden durch die senkrecht schraffierte Fläche repräsentiert. Sie sind um den Betrag der verbleibenden erwarteten Schadenskosten höher als die zu tragenden Kosten im Fall der Verschuldenshaftung (waagerecht schraffierte Fläche). Damit wird im Gegensatz zur Verschuldenshaftung nicht nur das optimale Vorsorgeniveau realisiert, sondern auch der gesamtwirtschaftlich optimale Umfang der potentiell schädlichen Aktivität. Dies gilt allerdings nur bei risikoneutraler Einstellung. Ein risikoaverses Verhalten verbunden mit einer Gefährdungshaftung führt dagegen wegen des zu hohen Vorsorgeniveaus zu einem suboptimalen Angebot[127].

Zudem bestehen unter dynamischen Gesichtspunkten unterschiedliche Anreize zur Realisierung technisch-organisatorischen Fortschritts. Ist der einem Verschuldensregime unterworfene Abfallerzeuger primär daran interessiert, das vorgegebene Sorgfaltsniveau einzuhalten, so bestehen für den einer Gefährdungshaftung Unterworfenen stärkere Anreize zur Reduzierung der Vorsorgekosten und damit zur Ausdehnung des Vorsorgeniveaus, weil so zusätzlich Haftungszahlungen vermieden werden können. Aus diesem Blickwinkel betrachtet, ergibt sich also eine durchaus positive Anreizwirkung.

Allerdings ist gerade bei Vorliegen einer Gefährdungshaftung auch die Vermögenssituation des Abfallerzeugers für sein Vorsorgeverhalten von Relevanz. Da er trotz Realisierung des optimalen Vorsorgeniveaus zur Haftung für verbleibende Schäden herangezogen wird, sind Situationen denkbar, in denen weder das Firmenvermögen noch das Vermögen persönlich haftender Gesellschafter zur Deckung von Schadensersatzforderungen ausreichen. Wird eine solche Situation vom Anlagenbetreiber antizipiert, ist es für ihn rational, keinerlei Vorsorgemaßnahmen zu ergreifen, da er selbst dann, wenn er diese Maßnahmen realisierte, sein gesamtes Vermögen verlieren würde[128].

Im Rahmen einer Verschuldenshaftung ist diese Situation nur eingeschränkt gegeben, da hier der Anlagenbetreiber nur in der Lage sein muß, die vorgegebenen Vorsorgestandards zu realisieren. Ein Verzicht auf Vorsorgemaßnahmen wird hier nur dann erfolgen, wenn die finanziellen Mittel dazu nicht ausreichen. Sind die hoheitlich vorgegebenen Sorgfaltsstandards dagegen finanzierbar, wird der Anlagenbetreiber sie realisieren, um so seine Kosten zu minimieren. Eine unzureichende Finanzausstattung führt so, vor allem bei der Gefährdungshaftung, tendenziell zu einer unzureichenden Vorsorge und damit zu überhöhten gesamtwirtschaftlichen Kosten.

Grundsätzlich wird der Abfallerzeuger aber ohne finanzielle Restriktionen ein Eigeninteresse haben, das optimale Vorsorgeniveau V^* zu realisieren. Während bei der

---

127 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], Umwelthaftungsrecht. Bestandsaufnahme, Probleme, Perspektiven. 2. Auflage, Wiesbaden 1992, S. 102f.

128 Vgl. P.R. Kleindorfer and H. Kunreuther, Insurance and Compensation as Policy Instruments for Hazardous Waste Management. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 145ff., hier S. 151f., sowie P.R. Kleindorfer [I], Die Umweltschaden-Haftpflicht-Versicherung. Ein Ausblick auf die Krise der US-Versicherungswirtschaft. „Zeitschrift für die gesamte Versicherungswissenschaft", Berlin, Jg. 76 (1987), S. 1ff., hier S. 11f., und M. Adams [II], S. 208f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Verschuldenshaftung dann, wenn das Vorsorgeniveau ex ante z.B. wegen hoheitlicher Informationsdefizite zu gering angesetzt wird, der Erzeuger auch nur dieses Niveau realisieren wird, besteht für ihn dann, wenn er einer Gefährdungshaftung unterliegt, immer ein Anreiz, V^* zu realisieren, da dies für ihn die kostengünstigste Lösung ist.

Bezüglich des Opfers stellt sich die Sachlage allerdings anders dar. Bei Gültigkeit der Gefährdungshaftung besteht für das Opfer kein Anreiz, in irgendeinem Umfang Vorsorge bezüglich monetär kompensierbarer Schäden zu betreiben. Es wird sich lediglich insoweit einschränken, als es sich nicht vorsätzlich einer Schädigung aussetzt, da es in diesem Falle keine Ausgleichszahlung durch den Abfallerzeuger zu erwarten hätte. Dies wäre beispielsweise dann gegeben, wenn der Geschädigte allein mit dem Ziel, mögliche Schadensersatzzahlungen zu erhalten, in unmittelbarer Nähe einer Müllverbrennungsanlage eine landwirtschaftliche Nutzung des Bodens einleiten würde.

Der Einfluß dieses Fortfalls eines Anreizes zur Vorsorge durch das Opfer kann eine unterschiedliche Bedeutung für die Allokationseffizienz erlangen. Im Fall der reziproken Schadensverursachung müßte eigentlich ein Teil der Vorsorge vom Geschädigten getragen werden; da er dazu aber aufgrund der sicheren Kompensationszahlungen durch den Betreiber beim Auftreten von Schäden keine Veranlassung sieht, sind die dem Abfallerzeuger entstehenden privaten Kosten unter der Bedingung, daß die eigentlich vom Opfer vorzunehmenden Vorkehrungen alternativ auch vom Betreiber der Abfallanlage durchgeführt werden können, tendenziell zu hoch. An die Stelle der optimalen Vorsorge tritt also eine Übermaßvorsorge[129].

Liegt eine einseitige Schadensverursachung vor, von der normalerweise auszugehen ist (es sei denn, die Geschädigten liefern selbst gefährliche Abfälle an den Behandler bzw. Beseitiger, die dann im Rahmen des Behandlungs- oder Beseitigungsprozesses zu schadensträchtigen Emissionen führen können), kann durch vorbeugendes Verhalten der Opfer, das nicht den ihnen zumutbaren Rahmen sprengt[130], kein Einfluß auf Eintrittswahrscheinlichkeit und erwartete Schadenshöhe genommen werden. Die Vermeidungsaufwendungen, die die Geschädigten tätigen würden, wären somit ohne Einfluß auf die Kostenstruktur des Abfallunternehmers, d.h. es würde keine Senkung der von ihm aufzubringenden Vorsorgekosten erfolgen. Insofern ist für den Behandler oder Beseitiger in diesem Fall immer die Summe aus seinen Vorsorgekosten und den erwarteten Schadkosten relevant, die er in seinem Optimierungskalkül zu minimieren sucht, wodurch unabhängig vom gewählten Aktivitätsniveau die gesamtgesellschaftlich optimale Vorsorge realisiert wird[131]. In dieser Situation ist der Verursacher am besten über das Gefahrenpotential seiner Anlage und die zu dessen Eindämmung

129 Vgl. J. Köndgen und P. v. Randow, S. 132.

130 Zwar könnte der Geschädigte durchaus Maßnahmen durchführen, die den für ihn möglichen Schaden reduzieren würden, wobei etwa an den stets existenten Weg der Standortverlegung fort von der Abfallbeseitigungsanlage zu denken ist; die „Kosten solcher Maßnahmen erscheinen jedoch so prohibitiv hoch und mit einer die Arbeitsteilung nutzenden Industriegesellschaft so wenig vereinbar, daß sie aus dem Bereich der dem Opfer obliegenden Unfallvorkehrungsmaßnahmen ausgeschlossen werden können"; M. Adams [II], S. 138.

131 Vgl. A. Endres [VI], S. 119f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

erforderlichen Vorsorgehandlungen informiert. Daraus ergibt sich ein weiterer Grund für die Vorteilhaftigkeit der Gefährdungshaftung vor der Verschuldenshaftung, da aufgrund der gegebenen Informationsverteilung zumindest die Gefahr besteht, daß die erforderliche Sorgfalt von exogenen Institutionen (Gerichten) zu niedrig festgelegt wird, wodurch der Verursacher ein zu niedriges Vorsorgeniveau realisieren wird, da er bereits unterhalb der optimalen Vorsorge nicht mehr mit Zahlungen aufgrund einer fahrlässigen Handlungsweise zu rechnen hätte. Da er bei der Gefährdungshaftung in jedem Fall bei Schadensverwirklichung zahlen muß, wird er die optimale Vorsorge anstreben[132]. Zudem entfallen bei einer Gefährdungshaftung die Kosten des Verschuldensnachweises[133].

Eine Abweichung von diesem Vorsorgeniveau kann sich allerdings in Abhängigkeit von der Beweislastregelung ergeben. Hat der Geschädigte den Nachweis zu führen, daß der Abfallerzeuger den bei ihm aufgetretenen Schaden verursacht hat[134], kann es dazu kommen, daß nicht alle Schäden für den Erzeuger zu Haftungszahlungen führen, so daß er einen geringeren als den tatsächlich zu erwartenden Schaden seinen Berechnungen zugrunde legt[135]. Dann würde er in seiner Vorsorge unterhalb des Optimalpunktes liegen, und somit würde das Präventions- und Allokationsziel verfehlt[136]. Nachweisprobleme, die auf subjektiven Wissenslücken beruhen, können durch Auskunftsansprüche der Geschädigten vermindert werden[137]. Bei Deponien könnten hier langfristig aufzubewahrende Betriebstagebücher dienlich sein, anhand derer ein ordnungsgemäßer Betrieb dokumentiert wird[138].

Eine Umkehrung der Beweislast kann, da häufig gerade im Abfallbereich die Wirkungszusammenhänge nicht genau bekannt sind, nicht in jedem Fall ein gangbarer Weg sein, da eine Verdachtshaftung ermöglicht wird, sofern der Abfallerzeuger nicht nachweisen kann, daß er den Schaden mitverantwortet hat, was keine Alternative sein kann[139]. Hier stellt sich dann das Problem, daß möglicherweise eine nicht berechtigte Inanspruchnahme von potentiellen Schädigern nach deren finanzieller Belastbarkeit erfolgt[140].

---

132 Aus diesen Gründen sieht Blankart eine mögliche Überlegenheit der Gefährdungshaftung gegenüber der Verschuldenshaftung für den Sondermüllbereich gegeben, da das Wissen über das Gefahrenpotential fast ausschließlich beim Beseitiger liegt und die potentiell Geschädigten kurz- und mittelfristig nur eine geringe Flexibilität zeitigen können; vgl. C.B. Blankart, S. 80.

133 Der Verschuldensnachweis ist streng vom Nachweis der Verursachung zu trennen.

134 Auf die relativ einfache Durchführung im reinen Zwei-Personen-Fall und eine mögliche Verschärfung der Problematik im Zusammenhang etwa mit Synergieeffekten wurde oben bereits hingewiesen, so daß auf eine nochmalige Behandlung des auch an dieser Stelle relevanten Aspekts hier verzichtet werden kann.

135 Vgl. P.R. Kleindorfer and H. Kunreuther, insbesondere S. 147ff.

136 Vgl. E. Rehbinder [I], Fortentwicklung des Umwelthaftungsrechts in der Bundesrepublik Deutschland. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 2 (1989), S. 5ff., hier S. 7.

137 Vgl. F. Nicklisch [I], S. 173. Vgl. auch § 8 UmweltHG; G. Landsberg und W. Lülling, S. 183ff.

138 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 483.

139 Aus diesem Grunde wird teilweise in der Literatur eine Anlehnung an das japanische Modell vorgeschlagen, in dem eine hohe statistische Korrelation als Kausalitätsindiz die teilweise prohibitiv hohen Kosten des Beweises ersetzen soll. Vgl. z.B. A. Endres [V], S. 411. Mit der Problematik der Verdachtshaftung setzen sich verschiedene Autoren auseinander, vgl. z.B. K. Töpfer [II], S. 3.

140 Vgl. F. Nicklisch [I], S. 172.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Als Zwischenlösung wäre bei objektiven Wissenslücken und damit einer nicht aufklärbaren Kausalität zunächst denkbar, daß bei solchen Handlungen, deren Auswirkungen nur über Wahrscheinlichkeiten oder Plausibilitäten ex ante erkennbar sind, auch für die Kompensation von Schäden Wahrscheinlichkeits- und Plausibilitätsmaßstäbe herangezogen werden[141]. Denkbar ist aber auch eine gesetzliche Kausalitätsvermutung[142]. Hier wäre der Geschädigte nicht gezwungen, eine Kausalität nachzuweisen, sondern er müßte nur Umstände derart darlegen, daß vermutet werden kann, daß ein Schaden durch den verursacht wurde, der dafür in Anspruch genommen werden soll[143].

Die grundsätzliche Eignung der Gefährdungshaftung zur Erreichung des Effizienzziels erfordert es im konkreten Einzelfall zu untersuchen, ob es sich um Emissionen und damit um potentielle Schäden aufgrund des normalen Betriebsablaufes oder aufgrund von Störfällen handelt. Dabei ist die Gefährdungshaftung bei Störfallrisiken relativ unumstritten[144]. Da bei einem Störfall nicht a priori festgelegt werden kann, ob und wann er eintritt und welche Schadstoffe mit welchem Schadenspotential freigesetzt werden, kann der potentiell Geschädigte sich außer durch Abwanderung kaum in irgendeiner Form vor Schädigungen schützen. In diesem Fall ist somit der Anlagenbetreiber aufgrund der gegebenen Informationsstruktur am besten in der Lage, über Vorsorgemaßnahmen die Senkung der Störfallwahrscheinlichkeit oder der Schadenshöhe herbeizuführen[145]. Da die ex ante-Wirkung einer Haftungslösung nur dann greift, wenn Risiken vorhersehbar sind, kann es sinnvoll sein, den Anlagenbetreiber nur für eben solche vorhersehbaren Schäden haften zu lassen[146]. Alternativ wäre die Einführung einer Haftungshöchstgrenze für den Anlagenbetreiber denkbar[147].

Anders stellt sich die Situation bei potentiellen Schäden aus dem Normalbetrieb der Anlage dar. Dabei ist zwischen dem rechtswidrigen und dem rechtmäßigen dauerhaften Betrieb der Anlage zu unterscheiden. Beim rechtswidrigen Normalbetrieb kann über die Gefährdungshaftung ein Legalitätsanreiz gesetzt werden[148]. Beim rechtmäßigen Normalbetrieb sind Emissionen aus der Anlage (u.U. verbunden mit bestimmten Auflagen zur Vermeidung von sicheren Schäden) dem Betreiber gestattet. Kommt es nun zu negativen Effekten bei Geschädigten allein aufgrund der Emissionen aus diesem Normalbetrieb, ohne daß zulässige Schadstoffmengen überschritten wurden, wird in der Literatur die Angemessenheit der Gefährdungshaftung kontrovers diskutiert. Einerseits kann dabei argumentiert werden, daß der Anlagenbetreiber, sofern er die Vorgaben, die bei der Genehmigung der Anlage gegeben wurden, beachtet und nicht fahrlässig gehandelt hat, nicht die ausschließliche Verantwortung und damit alle mit

141 Vgl. F. Nicklisch [I], S. 173f.
142 Vgl. F. Nicklisch [I], S. 174ff.
143 Vgl. § 6 UmweltHG; G. Landsberg und W. Lülling, S. 133ff.; M. Ahrens, S. 583.
144 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 246.
145 Vgl. A. Bauer und E. v. Böventer, S. 442f.
146 Vgl. P. Behrens, S. 169; H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 110f.; F. Nicklisch [I], S. 177.
147 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 246; § 15 UmweltHG.
148 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 246f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

den Schäden verbundenen Kosten tragen muß[149]. Dies ist vor allem dann problematisch, wenn sich – wie dies auch im Abfallbereich häufig geschieht – erst nach einer gewissen Frist die Gefährlichkeit einer Emission eventuell verbunden mit Synergieeffekten oder aufgrund verbesserter Analysetechnologien herauskristallisiert[150]. Andererseits erscheint es unter diesen Bedingungen auch nicht gerechtfertigt, den Geschädigten – wie im Rahmen der Verschuldenshaftung – die alleinige Last dieser Risiken tragen zu lassen. Aus diesem Grunde wird verschiedentlich eine Synthese aus Gefährdungs- und Verschuldenshaftung in dem Sinne vorgeschlagen, daß der Verschuldensnachweis zwar entfallen soll, aber die Einhaltung aller für die Sicherheit der Anlage erforderlichen Auflagen und Pflichten die Entbindung von Haftungszahlungen auslösen soll[151]. Von anderer Seite wird das Argument in den Vordergrund gestellt, daß der angemessene Opferschutz und Präventions- und Allokationszielsetzungen die Gültigkeit der Gefährdungshaftung auch für den genehmigten Normalbetrieb begründen, wenngleich hier auch teilweise eine Einschränkung derart gemacht wird, daß nur ein Ausgleich von tatsächlichen Sonderopfern und nicht des allgemeinen Lebensrisikos erfolgen sollte[152].

3.4.4. Gesamtschuldnerische Haftung und Risikoteilung im Innenverhältnis

Bislang wurde ein einzelner Abfallerzeuger betrachtet, der zugleich auch als Behandler oder Beseitiger tätig war, was beispielsweise im Rahmen von betriebseigenen Deponien oder Verbrennungsanlagen realisiert ist. Dieser wurde auch allein zu einem möglichen Schadensausgleich im Wege der Haftung herangezogen. Die Ausführungen dazu sind allerdings zu modifizieren, sobald entweder mehrere Abfallerzeuger eine Behandlungs- oder Beseitigungseinrichtung gemeinsam betreiben oder ein externer Unternehmer die Abfälle eines oder mehrerer Abfallerzeuger behandelt oder beseitigt. Hiermit sind zum einen Fragen der gesamtschuldnerischen Haftung und zum anderen die Probleme der Risikoverteilung zwischen Abfallerzeuger und -beseitiger bzw. -behandler angesprochen.

Unter gesamtschuldnerischer Haftung versteht man den Umstand, daß einem Geschädigten mehrere Haftpflichtige gegenüberstehen, die sozusagen eine Haftungseinheit gegenüber dem Geschädigten bilden[153]. Unter dem Regime einer Verschuldenshaftung bringt eine gesamtschuldnerische Haftung keine speziellen Probleme mit sich. Sofern es trotz von allen potentiellen Schuldnern eingehaltener Sorgfaltsvorgaben zu einem

149 In diesem Zusammenhang ist es auch bedenkenswert, daß die geschädigten Individuen möglicherweise ebenfalls zur Käuferschicht jener Güter gehören, die mit ursächlich für die potentiell schädigenden Emissionen aus einer Behandlungs- oder Beseitigungsanlage sind. Vgl. auch P. Klemmer [II], S. 51.

150 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [II], Umwelthaftungsrecht. Bestandsaufnahme, Probleme, Perspektiven der Reform des Umwelthaftungsrechts. Wiesbaden 1990, S. 98.

151 In diesem Sinne äußern sich z.B. BDI und DIHT. Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 93ff.; vgl. auch § 6 II UmweltHG; G. Landsberg und W. Lülling, S. 159ff.

152 Vgl. E. Rehbinder [I], S. 6f.; H. Siebert [I], S. 118 und S. 121f.

153 Vgl. H. Köhler, Haftpflichtversicherung. In: W. Große u.a. (Hrsg.), Versicherungsenzyklopädie. Wiesbaden 1984, Band 4, S. 359ff., hier S. 411, sowie H.-D. Assmann, Rechtsfragen des Kausalitätsnachweises bei Umweltschäden. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 155ff., hier S. 171f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaden kommt, ist dieser im Rahmen der Verschuldenshaftung vom Opfer zu tragen. Kann nur einem einzelnen eine fahrlässige Handlungsweise nachgewiesen werden, muß er eventuell den gesamten aufgetretenen Schaden begleichen[154]. Probleme kann allerdings die gesamtschuldnerische Haftung unter dem Regime der Gefährdungshaftung mit sich bringen. Dabei kann zwischen horizontaler und vertikaler gesamtschuldnerischer Haftung unterschieden werden[155].

Horizontale gesamtschuldnerische Haftung ist dann denkbar, wenn mehrere Abfallerzeuger gemeinsam eine Behandlungs- oder Beseitigungsanlage betreiben. Für den Geschädigten kann diese Konstellation von Vorteil sein, weil er sich für die Kompensation an den Finanzstärksten der Beteiligten wenden kann/können[156]. Der Schadensausgleich erfolgt dann im Innenverhältnis der Schuldner[157]. Für die Abfallerzeuger gehen von einer solchen Haftungsform aber Anreize aus, die als nicht unproblematisch im Sinne der Erreichung des Allokationsoptimums anzusehen sind[158]. Die Schwierigkeit liegt hier darin, daß es, sobald erhebliche Transaktionskosten innerhalb der Gruppe bezüglich einer gegenseitigen Kontrolle bestehen, für jeden einzelnen Abfallerzeuger rational ist, Vorsorgemaßnahmen, beispielsweise in der Form der Reduzierung der Schadstoffintensität, unterhalb des optimalen Niveaus zu betreiben, da die so eingesparten Kosten individuell zurechenbar sind, während die entstehenden Schäden von der gesamten Gruppe der Abfallerzeuger getragen werden. Sofern ein solches Verhalten nicht durch Kontrollmaßnahmen innerhalb der Gruppe zu unterbinden ist, schädigen sich die Abfallerzeuger letztlich selbst, da jeder höhere Kosten zu tragen hat als in einer Alternativsituation, in der er seine Abfälle eigenständig behandelte oder beseitigte. Eine solche Vorgehensweise zeitigt eine Tendenz zur Instabilität, die möglicherweise die Aufgabe der gemeinschaftlichen Behandlung oder Beseitigung zur Folge haben wird. In diesem Fall könnte die Tätigkeit einem eigenständigen Unternehmer übertragen werden, der, wenn nur er für Schäden aus der Behandlung oder Beseitigung haftbar ist, aufgrund seines Eigeninteresses versuchen wird, mögliche Schäden und daraus resultierende Haftungszahlungen zu reduzieren[159]. Denkbar ist aber auch, daß eine vertikale gesamtschuldnerische Haftung zur Anwendung kommt, bei der Geschädigte sowohl auf den Abfallerzeuger als auch auf den Betreiber der Abfallanlage zwecks Schadensersatzzahlungen zurückgreifen können[160].

Wenn der Anlagenbetreiber allein für Schäden haftet, die aus dem Betrieb seiner Anlage oder nach Beendigung des Betriebes bei Deponien entstehen, kann er den Erwartungswert des Schadens durch die Ausstattung der Anlage (Nutzung von Filtern, Verbrennungstemperatur, Qualität der Abdichtung einer Deponie) sowie die Art der zu behandelnden oder zu beseitigenden Abfälle beeinflussen. Fallen keine Transaktions-

154 Vgl. W.M. Landes and R. Posner, S. 124f.
155 Vgl. C.B. Blankart, S. 80ff.
156 Vgl. P.R. Kleindorfer [I], S. 12.
157 Vgl. H. Köhler, S. 411f., und C.B. Blankart, S. 81.
158 Vgl. P.R. Kleindorfer [I], S. 16.
159 Vgl. C.B. Blankart, S. 81f.
160 Im Richtlinienvorschlag der EG zur Haftung für Industrieabfälle wird im Gegensatz zu amerikanischen Lösungen vorgeschlagen, daß der Erzeuger dann aus der Haftung entlassen wird, wenn er die Abfälle an ein zugelassenes Behandlungs- oder Beseitigungsunternehmen übergeben hat; vgl. G. Roller, S. 28.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kosten in der Beziehung zwischen Abfallerzeuger und Anlagenbetreiber an, so besteht für beide ein Anreiz, Abfälle unter Berücksichtigung der erwarteten Schadensersatzzahlungen möglichst kostengünstig zu behandeln oder zu beseitigen. Der Anreiz für den Betreiber der Abfallanlage geht hier entweder von einer Wettbewerbssituation auf dem Abfallmarkt oder von einer Teihabe an den Vorteilen des Abfallerzeugers aus, wenn dieser durch eine verbesserte technisch-organisatorische Ausgestaltung der Beseitigung oder Behandlung Kosten einsparen kann. Kosten fielen bei ihm durch eine Veränderung der Schadstoffintensität oder der Menge der Abfälle durch Input-, Verfahrens- oder Outputvariationen an.

Eine optimale Risikoallokation kann auch dann noch erfolgen, wenn verschiedene Abfallerzeuger vorhanden sind, die gleiche Abfälle zur Behandlung oder Beseitigung anliefern. Dies gilt aber nur insofern, als die Risikoeinstellung der Abfallerzeuger und deren Vorsorgekosten identisch sind. Ist dies nicht mehr der Fall, variieren die Vorstellungen der Abfallerzeuger hinsichtlich der optimalen Aufteilung der Vorsorgemaßnahmen auf Behandler/Beseitiger und Erzeuger. Daraus ergibt sich, daß in einer Situation, in der die technische Ausgestaltung der Anlage und deren Betrieb fix vorgegeben sind nur zufällig die optimale Arbeitsteilung hinsichtlich der Vorsorge realisiert wird. Für Abfallerzeuger mit höheren Vorsorgekosten resultieren daraus keine speziellen Probleme, da es für sie unter Kostengesichtspunkten vorteilhaft ist, wenn der Behandler/Beseitiger Vorsorgemaßnahmen realisiert. Anders ist die Situation, wenn die Abfallerzeuger erwartete Schäden zu niedrigeren Kosten als der Anlagenbetreiber hätten vermeiden können. In diesem Fall kommen auf sie höhere Kosten zu als dann, wenn die Vorsorgekosten des Behandlers/Beseitigers individualisierbar wären, da dieser die Kosten der Vorsorge auf die Nachfrager überwälzen wird. Die Konsequenz ist, daß diese Nachfrager zuviel für Vorsorge zahlen, was dazu führt, daß sie ihr abfallverursachendes Aktivitätsniveau reduzieren werden.

Ähnliche Probleme ergeben sich, wenn unterschiedliche Abfallarten zur Behandlung oder Beseitigung angeliefert werden, die wegen ihres divergierenden Gefährdungspotentials ebenfalls eine individuelle Aushandlung der Risikoteilung vorteilhaft erscheinen lassen. Wenn Anlagenausstattung und -betrieb am schädlichsten angelieferten Stoff ausgerichtet sind, die Kapazitäten aber auch für weniger schädliche Stoffe genutzt werden, sind die Kosten für die relativ schädlichen Stoffe entweder zu hoch (wenn ihnen die Kosten der Schadensverhinderung zugerechnet werden, obwohl die Anlagenkapazitäten bezogen auf die angelieferte Menge der schädlichen Stoffe viel zu hoch sind) oder zu niedrig (wenn die Kosten der Anlage auf sämtliche angelieferten Abfälle verteilt werden). Dieses Problem kann nur umgangen werden, wenn die abfallspezifischen Kosten variabel sind und den Abfallarten somit individuell zugerechnet werden können. Hier ist z.B. an eine Verbrennung mit unterschiedlichen Temperaturen, verschiedene Überwachungsmaßnahmen bei der Verbrennung, divergierende Vorgehensweisen bei der Vorbehandlung von Abfällen und unterschiedlich ausgestattete Deponieabschnitte zu denken.

Bisher wurde von Transaktionskosten abstrahiert. Unterstellt man vereinfachend, daß die potentiellen Wirkungen bestimmter Schadstoffemissionen und die daraus resultierenden Schadensersatzzahlungen bekannt sind, entstehen zum einen Informationskosten derart, daß die angefallenen Abfälle der Erzeuger ihrer Art nach zu bestimmen

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sind, zum anderen Kontrollkosten, wenn der Anlagenbetreiber überprüfen muß, ob die angelieferten Abfälle der Abfalldeklaration entsprechen[161].

Die Art der Abfälle dürfte dem Erzeuger im allgemeinen eher bekannt sein als dem Behandler/Beseitiger[162]. Eine Aufdeckung dieser Kenntnisse dem Betreiber der Abfallanlage gegenüber ist für den Abfallerzeuger dann rational, wenn für ihn eine Gefahr bestünde, seiner Behandlungs- oder Beseitigungsmöglichkeiten verlustig zu gehen oder in Zukunft wesentlich höhere Preise zahlen zu müssen, wenn sich ein Schaden einstellt, der für den Anlagenbetreiber bei seiner Informationsbasis nicht erwartet werden konnte, der aber von ihm dem Abfallerzeuger zugerechnet werden kann. Würde der Abfallerzeuger die Zusammensetzung der Abfälle verschweigen, würde die kostenminimale Lösung verfehlt, weil der Abfallbeseitiger/-behandler kostengünstige technisch-organisatorische Vorsorgemaßnahmen nicht realisieren könnte. Wegen der Gefahr der nachträglichen Zurechenbarkeit von Schäden bleibt für den Abfallerzeuger auch der Anreiz bestehen, selbst Vorsorgemaßnahmen gemäß den Eigenschaften der angefallenen Abfälle zu treffen.

Möglicherweise kann der Abfallerzeuger aber selbst dann, wenn der Wille dazu vorhanden ist, keine umfassenden Angaben über die Zusammensetzung der Abfälle machen. Soweit hier auch Dritte nicht über ein Spezialwissen verfügen, das evtl. nutzbar gemacht werden könnte, werden sich Abfallerzeuger und -beseitiger/-behandler das Risiko der Beseitigung/Behandlung teilen müssen. Während bei erwarteten Schadwirkungen von Abfällen und einem ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage eine Risikoteilung zwischen Erzeuger und Anlagenbetreiber derart erfolgt, daß die volkswirtschaftliche Summe aus individuellen Vorsorge- und verbleibenden Schadkosten minimiert wird, wird dann, wenn unerwartete Schäden aus der Behandlung oder Beseitigung resultieren, der Abfallerzeuger die damit verbundenen Schadensersatzzahlungen tragen müssen, sofern er das Schadenspotential der Abfälle hätte identifizieren können. Kommt es dagegen zu zusätzlichen Schadwirkungen, weil der Anlagenbetreiber Abfälle, deren Schadenspotential bekannt war, nicht ordnungsgemäß behandelt oder beseitigt hat, wird er für die Ersatzleistungen aufkommen müssen. Voraussetzung ist allerdings, daß der Abfallerzeuger in der Lage ist, sich Informationen darüber zu beschaffen, ob die Abfallanlage ordnungsgemäß betrieben wurde oder nicht, d.h. ob vereinbarte Verfahrens- und Verhaltensweisen eingehalten oder umgangen wurden.

Das gleiche Problem stellt sich bei einer alternativen Lösung derart, daß ein Abfallerzeuger einen Teil einer Deponie für einen bestimmten Zeitraum mietet und so weiterhin Eigentümer der Abfälle bleibt. In diesem Fall wäre er eindeutig als Verursacher einer von seinem Teil der Deponie ausgehenden Schädigung zu bestimmen und müßte zum Ausgleich der vom haftenden Deponiebetreiber zu zahlenden Entschädigungen mit Erhöhungen seines Mietzinses rechnen[163]. Ein ähnliches Verfahren wird bereits bei der

161 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 347.

162 Neben den Identifikationsproblemen, die selbst der Abfallerzeuger haben kann, treten hier spezielle Probleme auf, wenn er sich für die Anlieferung eines Transporteurs bedient. Vgl. zu den damit verbundenen Schwierigeiten z.B. C.B. Blankart, S. 82f.

163 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 205 und 275.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Untertagedeponie Herfa-Neurode praktiziert. Die Abfälle werden hier so in die Deponie eingebracht, daß sie entnehmbar und identifizierbar sind, so daß sie auch nach Jahren noch einem Abfallerzeuger zugerechnet werden können. Dies ist insofern von Bedeutung, als der Abfallanlieferer für seine Abfälle haftbar bleibt[164].

Eine andere Schadensteilung ist dann sinnvoll, wenn eine Situation eingetreten ist, in der es bei einem nicht ordnungsgemäßen Betrieb der Anlage zu unerwarteten Schäden gekommen ist, die daraus resultierten, daß der Abfallerzeuger das Schadenspotential der Abfälle verschwiegen hatte. Hier werden sich Erzeuger und Anlagenbetreiber die Schadensersatzzahlungen derart teilen müssen, daß der Behandler/Beseitiger den Teil ersetzt, der bei korrekt angegebenem Schadenspotential durch die widerrechtliche Behandlung oder Beseitigung entstanden wäre, während der Abfallerzeuger den Rest zu tragen hat. Schäden, die weder vom Anlagenbetreiber noch vom Abfallerzeuger vorausgesehen werden konnten, werden sich diese, soweit dieses Risiko nicht von der Gesellschaft ohne Kompensation in Kauf genommen wird, in einer a priori nicht genau bestimmbaren Form teilen.

Die transaktionskostenbedingten Probleme kommen dann voll zur Geltung, wenn in einer Anlage die verschiedenen Abfallstoffe unterschiedlicher Abfallerzeuger behandelt oder beseitigt werden. Teilweise wird es zwar noch möglich sein, die Behandlung oder Beseitigung zu individualisieren, so daß zum einen individuell Vorsorgemaßnahmen getroffen werden können und zum anderen das Risiko einer falschen Abfalldeklaration vom Anlagenbetreiber individuell abgewälzt bzw. das des Nichterkennens von bestimmten Abfalleigenschaften geteilt werden kann. Das Aushandeln individueller Vorsorgemaßnahmen bringt aber schon durch die zunehmende Zahl der Anlieferer steigende Durchführungskosten mit sich, so daß sich die Abfallerzeuger in der Regel an das Vorsorgeniveau des Betreibers der Abfallanlage werden anpassen müssen. Weitgehend wird nur noch eine grobe Orientierung an Einzelfällen möglich sein (z.B. durch den Einsatz verschiedener Vorbehandlungsmaßnahmen, unterschiedlich ausgestattete Deponieabschnitte oder alternative Beseitigungstechniken). Hinsichtlich der Aufdeckung von Schäden, die aus einer Falschdeklaration von Abfällen resultieren, ist ein chargenweises Verbrennen mit unmittelbarer Schadwirkung oder eine Deponierung in getrennten Abschnitten erforderlich. Dies wird aber vielfach bei vielen kleinen Abfallmengen einer großen Zahl unterschiedlicher Erzeuger kaum möglich sein. Eine vermischte Deponierung oder unerwartete Langzeitschäden aus der Verbrennung können kaum noch einem Abfallerzeuger zugeordnet werden, da nicht mehr festgestellt werden kann, wer der Anlieferer des problematischen Abfallstoffes war, der entweder falsch deklariert oder dessen Schadensintensität nicht bestimmbar war.

In diesen Fällen trägt der Anlagenbetreiber das Risiko, daß trotz eines ordnungsgemäßen Anlagenbetriebes unerwartete Emissionen und damit Schäden auftreten, weitgehend allein. Das so steigende Schadensniveau wird er entweder durch eine verbesserte technische Ausgestaltung seiner Anlage zu reduzieren suchen (z.B.

164 Vgl. W. Schenkel, Ist die geordnete Beseitigung gefährlicher Abfälle eine Utopie? In: Gottlieb-Duttweiler-Institut für wirtschaftliche und soziale Studien (Hrsg.), Gefährliche Sonderabfälle. Vergessen, Vernichten, Vermeiden? Vorträge auf der GDI-Tagung, 24.-25. November 1983. Zürich, ohne Erscheinungsjahr, S. 9ff., hier S. 13.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Hochtemperaturverbrennung) oder durch eine Abwälzung von Schadenskosten auf die Abfallerzeuger, die in dem Zeitraum nach Realisation des Schadens Abfälle anliefern.

Es stellt sich nun die Frage, ob eine vertikale gesamtschuldnerische Haftung die oben genannten Probleme lösen kann. Sie kann eventuell dann sinnvoll sein, wenn der Abfallerzeuger, falls er nicht für die Beseitigung seiner Abfälle haftet, Anreize hat, dem Anlagenbetreiber Informationen vorzuenthalten, um so eine besonders kostengünstige Behandlung oder Beseitigung schädlicher Abfälle zu erreichen. Der Schaden wäre in diesem Fall vom Betreiber der Anlage zu tragen. Wie oben bereits geschildert, bestehen diese Anreize aber nur dann, wenn das Verhältnis zwischen Erzeuger und Anlagenbetreiber anonym ist. In diesem Fall stellt sich allerdings auch bei der gesamtschuldnerischen Haftung das Problem, daß der Abfallerzeuger als potentieller Gesamtschuldner vom Geschädigten nicht identifiziert werden kann. Interessant wäre eine vertikale gesamtschuldnerische Haftung möglicherweise dann, wenn die Vermögensmasse des Anlagenbetreibers nicht ausreicht, mögliche Schäden zu begleichen, während der Abfallerzeuger dazu in der Lage wäre. Ohne diese vertikale Verknüpfung bestünde die Gefahr, daß der Behandler/Beseitiger mögliche Schäden nicht in seinem Kalkül berücksichtigt, was dem Abfallerzeuger insofern entgegen käme, als er in der Lage wäre, seine Abfälle relativ kostengünstig beseitigen zu lassen. Könnte dagegen auch der Abfallerzeuger zur Haftung herangezogen werden, wird er aus Eigennutz heraus darauf achten, daß seine Abfälle ordnungsgemäß behandelt oder beseitigt werden[165]. Voraussetzung ist allerdings wiederum, daß der Erzeuger vom Geschädigten identifiziert werden kann.

Wird eine gesamtschuldnerische Haftung auch in den Fällen befürwortet, in denen die Identifikation des individuellen Schädigers kaum möglich ist, können sich erhebliche Probleme ergeben. Hier besteht nämlich tendenziell die Gefahr, daß auch solche Abfallerzeuger, die nur entfernt mit dem Schadensfall zu tun haben könnten, als Mitglied der Gruppe der Schädiger angesehen werden[166]. Damit besteht die Möglichkeit, daß das Opfer die Entschädigungsleistungen von demjenigen verlangen wird, bei dem es die stärkste Finanzkraft vermutet. Dies kann dazu führen, daß ein Abfallerzeuger zur Haftung herangezogen wird, obwohl er eventuell sein Vorsorgeoptimum realisiert oder überschritten hatte (z.B. durch Kontrolle der Abfälle und Informationsvermittlung nach bestem Wissen und Gewissen). Da so die Wahrscheinlichkeit, daß der tatsächliche Verursacher des Schadens haftbar gemacht wird, relativ gering werden kann, nehmen auch die Anreize für eine Schadensvermeidung seitens der Abfallerzeuger ab, sofern sie in der Vergangenheit bereits Abfälle erzeugt haben, die von ihrer stofflichen Qualität her geeignet erscheinen, einen später aufgetretenen Schaden ausgelöst zu haben[167]. Andererseits wird möglicherweise häufig darauf verzichtet werden, Aktivitäten aufzunehmen, bei denen Abfälle anfallen, durch deren Behandlung oder Beseitigung man sich dem Risiko einer künftigen gesamtschuldnerischen Haftung aussetzt.

Zieht man ein kurzes Fazit der Verteilung von Risiken im Innenverhältnis zwischen Abfallerzeuger und Anlagenbetreiber, so kann davon ausgegangen werden, daß diese

165 Vgl. C.B. Blankart, S. 83.
166 Vgl. C.B. Blankart, S. 83f., sowie P.R. Kleindorfer [I], S. 5.
167 Vgl. C.B. Blankart, S. 84.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bei nicht-anonymen Beziehungen aus dem eigenen Interesse der Beteiligten heraus vertraglich alloziiert werden. Bei anonymen Beziehungen dagegen besteht tendenziell die Gefahr, daß das Allokationsoptimum verfehlt wird. Die hohen Transaktionskosten in der Beziehung zwischen Abfallerzeuger und Behandler/Beseitiger können hier einerseits dazu führen, daß der Anlagenbetreiber Vorsorge über den optimalen Punkt hinaus betreibt, indem er die technisch-organisatorische Ausstattung seiner Anlage hinsichtlich der Vermeidung von Schäden zu sehr erhöht oder nur solche Abfälle annimmt, die von ihm relativ kostengünstig als schadlos oder nur mit einer bestimmten Schadwirkung verbunden identifiziert werden können. Andererseits ist es auch denkbar, daß der Anlagenbetreiber das Schadensrisiko in die Zukunft verlagern wird und die Kosten, die durch eine Realisation eines Schadens bzw. dessen Verminderung oder Vermeidung in der Zukunft entstehen, den Abfallerzeugern auferlegt, die zu dieser Zeit und später Kapazitäten bei ihm nachfragen. Dieses Verhalten führt zu einer ineffizienten Verteilung von Kosten in der Zeit, die dann gemindert wird, wenn die Gruppe der Abfallerzeuger im Zeitpunkt bei und nach der Schadensrealisation identisch ist mit der Gruppe der Abfallerzeuger, die die schadträchtigen Abfälle in der Vergangenheit zur Behandlung oder Beseitigung angeliefert hatte. Unabhängig von diesem Problem bleibt aber die grundsätzliche mit der Haftung verbundene Schwierigkeit bestehen, daß nur insofern eine Risikoteilung zwischen Abfallerzeuger und Anlagenbetreiber erfolgen wird, als Schäden erkannt und dem Behandler/Beseitiger oder Abfallerzeuger zugeordnet werden. Deren Verhalten wird sich also nicht am Erwartungswert des Schadens, sondern am Erwartungswert der Schadensersatzzahlungen ausrichten.

Bisher wurde davon ausgegangen, daß der Haftende die zu kompensierenden Schäden aus seinem eigenen Portefeuille finanziert. Damit sind zwei Probleme verbunden: Zum einen besteht die Gefahr, daß das Vermögen des Anlagenbetreibers zur Kompensation von realisierten Schäden nicht ausreicht, zum anderen werden, wenn die Anlagenbetreiber risikoavers agieren, die angebotenen Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten unter Optimalitätsgesichtspunkten zu gering und die Vorsorgeaufwendungen zu hoch sein, da sie ihr Verhalten nicht am Erwartungswert des Schadens, sondern an einem darüber liegenden Wert ausrichten. Durch die Übernahme der Haftungszahlungen durch Versicherungen können diese Probleme zum Teil umgangen werden, worauf im folgenden näher eingegangen werden soll.

3.4.5. Versicherungen

Aus den verschiedenen Haftungsregelungen resultieren in Abhängigkeit von der Schadenshöhe Zahlungen für den haftbar zu machenden Verursacher dieser Schäden. Aus unterschiedlichen Gründen kann es nun für ihn vorteilhaft sein, diese Zahlungen nicht selbsttätig zu leisten, sondern sich gegen die aus seiner Aktivität erwachsenden Eventualverbindlichkeiten zu versichern. Versicherung bedeutet, daß der Versicherungsnehmer die unsicheren Schadensersatzzahlungen durch sichere Prämienzahlungen ersetzen kann[168].

168 Die Möglichkeit, große, mit geringer Wahrscheinlichkeit eintretende Schäden in den kleinen, sicheren Verlust einer Prämie umzuwandeln, kann als Grundidee des privatrechtlichen Versicherungsvertrages angesehen werden; vgl. M. Adams [II], S. 211.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bezüglich der Versicherungen stellt sich zunächst die Frage, wovon die Nachfrage nach Versicherungsleistungen abhängig ist. Versicherungen dienen dem Ziel der Risikostreuung[169]. Diese kann u.a. aufgrund des beschränkten Firmenvermögens, das bei sehr hohen Schäden möglicherweise nicht ausreichen kann, die Schadensersatzforderungen zu decken[170], was besonders bei Sondermüllbeseitigern vorstellbar ist, sowohl für den Schädiger als auch für den Geschädigten von Vorteil sein. In diesem Fall wäre die beseitigende Unternehmung nicht aufgrund der Haftungsleistungen der Konkursgefahr ausgesetzt[171], und die Opfer könnten in jedem Fall mit einem Ausgleich berechtigter Schadensersatzforderungen rechnen. Die Nachfrage nach Versicherungsleistungen ist aber nicht nur davon abhängig, daß ein nicht ausreichend finanzkräftiges Unternehmen existiert, sondern es müssen verschiedene Komponenten zusammenwirken, damit ein Abfallbehandler oder -beseitiger sich tatsächlich freiwillig versichert. Das Angebot von Versicherungsleistungen ist verständlicherweise nicht kostenlos. Die Versicherungsunternehmen werden bestrebt sein, nicht allein die tatsächlich zu leistenden Schadensersatzzahlungen, sondern auch ihre organisatorischen Kosten ersetzt zu bekommen sowie eine bestimmte Gewinnspanne zu realisieren. Dies bedeutet, daß der Versicherte zwar den Vorteil hat, eine unsichere Schadensausgleichszahlung gegen eine sichere Prämie austauschen zu können, daß er aber dafür bereit sein muß, Prämienzahlungen zu akzeptieren, die über seinen erwarteten Schadkosten, also dem Erwartungswert der Zahlungen durch die Versicherung, liegen. Dies wird aber nur dann der Fall sein, wenn der Nutzen, der mit der sicheren Zahlung der Prämie einhergeht, größer als der Nutzen in einer Situation mit unsicheren Schadensersatzzahlungen ist. Der Erwartungswert des Nutzens muß also kleiner sein als der Nutzen des Erwartungswertes. Diese Bedingung ist dann erfüllt, wenn man von einem unterproportional steigenden Einkommensnutzen des Versicherten ausgehen kann, was zu einer risikoscheuen Einstellung führt[172].

Ein idealtypischer Versicherungsvertrag stellt sicher, daß jeder Versicherte genau die Prämie zahlt, die seinem erwarteten Schaden zuzüglich der Versicherungsorganisationskosten entspricht[173]. In diesem Fall ist davon auszugehen, daß die finanzielle Belastung des Schadensverursachers nicht von diesem auf die Versicherung übertragen werden kann, was zu einer Verzerrung der Anreizeffekte führen würde, sondern lediglich die Unsicherheitsmomente für die Versicherten entfallen. Dies hat zur Folge, daß die Abkehr vom optimalen Vorsorgeniveau, die bei risikoaversen Individuen in Richtung auf eine Übervorsorge wegen der beschriebenen Abweichung von der Orientierung am Erwartungswert der Schäden tendieren wird, vermieden wird. Das bedeutet, daß durch die Existenz einer Versicherung in diesem Fall der Anreiz gesetzt wird, ein ohne Absicherung zu niedriges wohlfahrtstheoretisches Aktivitätsniveau in eine Richtung auszudehnen, die der Höhe bei Risikoneutralität entsprechen würde[174]. Bei einer Vertragsausgestaltung, die eine Anpassung der Prämien an das Vorsorge-

169 Vgl. R.M. Aickin, Insuring Environmental Liabilities. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 458ff., hier S. 458, sowie P. Behrens, S. 158.

170 Vgl. A. Endres [VI], S. 127.

171 Kleindorfer weist darauf hin, daß die „Höhe des vom Risiko bedrohten Vermögens" einen entscheidenden Einfluß auf die Entscheidung für oder gegen eine Versicherung hat; P.R. Kleindorfer [I], S. 11.

172 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 97.

173 Vgl. M. Adams [II], S. 213.

174 Vgl. M. Adams [II], S. 223f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

niveau der Versicherungsnehmer sicherstellt, ist außerdem ein Anreiz für diese gegeben, die Vorsorge nicht unter das optimale Maß sinken zu lassen, da sie sonst mit einer Erhöhung ihrer zu zahlenden Prämien rechnen müssen. Dieser Lenkungsimpuls ist deutlich schwächer als in einem System ohne Versicherungen, da die Prämien ja niemals die Höhe der direkten Schadensersatzzahlungen erreichen werden[175].

Die Bedingungen für eine Nachfrage nach Versicherungsleistungen können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

- Es muß auf seiten des Abfallanlagenbetreibers (oder des Abfallerzeugers bei einer gesamtschuldnerischen Haftung) eine Risikosituation vorliegen, wobei es unwesentlich ist, ob sich die Unsicherheit auf die Eintrittswahrscheinlichkeit oder die Schadenshöhe bezieht, da allein die Streuung der Zahlungen von Relevanz ist.
- Die Einstellung des Versicherungsnehmers muß risikoavers sein.
- Es dürfen keine zu starken Differenzen über das Ausmaß des Risikos zwischen Versichertem und Versicherungsunternehmen vorliegen, da ansonsten keine für beide Seiten tragbaren Prämien zustande kämen.
- Die Transaktionskosten dürfen dem Abschluß eines Versicherungsvertrages nicht entgegenstehen[176].

Sind diese Bedingungen realisiert, ist zu fragen, welchen Kriterien erfüllt sein müssen, damit Versicherungsträger zum Abschluß von Versicherungskontrakten mit der Zielsetzung der Risikostreuung und Senkung der Transaktionskosten[177] bereit sind.

Dabei ist ein wesentlicher Punkt die Kalkulierbarkeit der Schäden, womit der Umstand angesprochen ist, daß die Einschätzbarkeit der durchschnittlichen Schadenshäufigkeit und ein Maximalschaden, der nicht prohibitiv hoch sein darf[178], gegeben sein müssen. Gerade bei Entwicklungsrisiken und genehmigten Emissionen können hier versicherungstechnische Probleme auftreten. Zur Schadensabschätzung ist es notwendig, daß Informationen über die spezifischen Gegebenheiten der zu versichernden Anlage gewonnen werden können[179]. Liegt eine gesamtschuldnerische Haftung vor, kann dies zusätzlich zu unvorhersehbaren finanziellen Belastungen für die Versicherungsunternehmen führen, wenn etwa Abfalldeponien von verschiedenen Unternehmen genutzt werden können und ein Unternehmen dann für den Gesamtschaden haftbar gemacht wird[180].

Auch ist hier wieder – wie bereits bei den Versicherungsnehmern – auf die Unsicherheit hinzuweisen. Das bedeutet, daß nur ungewisse, zufällig eintretende Ereignisse, nicht

175 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 245.
176 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [II], S. 109f.
177 Vgl. J. Hirshleifer and J.G. Riley, The Analytics of Uncertainty and Information – An Expository Survey. „Journal of Economic Literature", Menasha, WI, vol. 17 (1979), S. 1375ff., hier S.1386.
178 Vgl. H. Karl [I], S. 222.
179 Vgl. R.M. Aickin, S. 458; P.-R. Wagner, Umweltrisiken und deren Versicherbarkeit. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 191ff., hier S. 193; E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 113ff.
180 Vgl. P.R. Kleindorfer [I], S. 16.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

hingegen sichere Schäden und daraus resultierend sichere Schadensersatzzahlungen versicherbar sind. Dies stellt sich als Problem bei der Versicherbarkeit von Schäden aus dem Normalbetrieb von Abfallanlagen dar. Die herrschende Meinung geht in diesem Fall dahin, daß Schäden aufgrund von Daueremissionen nicht versicherbar sein können, da es sich hierbei um sichere Ereignisse handelt[181]. Diese ist allerdings nicht ganz unkritisch zu übernehmen, da eine Verhinderung eines Versicherungskontraktes nur dann zustande käme, wenn die Sicherheit sich sowohl auf die Eintrittswahrscheinlichkeit als auch auf die Schadenshöhe beziehen würde. Das würde aber implizieren, „daß aus genehmigten Emissionen sichere, bekannte und individuell zurechenbare Schäden entstehen, diese Schäden mithin vom Gesetzgeber und den Behörden bewußt in Kauf genommen werden, obwohl sie ein Ausmaß erreichen, das von den Gerichten grundsätzlich für schadensersatzwürdig erachtet wird"[182]. Gerade bei Abfallbeseitigungs- und -behandlungsanlagen kann aber hiervon nicht ausgegangen werden, da – wie oben bereits ausführlich geschildert – Probleme sowohl hinsichtlich der Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeit als auch hinsichtlich der Schäden bestehen, da viele emittierte Stoffe bzw. Stoffgemische nicht bekannt sind und aufgrund von Synergiewirkungen und anderen Reaktionen die potentiellen Schäden nicht mit Sicherheit zu prognostizieren sind. Daraus ergibt sich in jedem Fall eine Gewährleistung der Forderung, daß zumindest eine Teilkomponente des Schadens unsicher ist[183]. Die Unsicherheit hinsichtlich der Schadenshöhe wird außerdem durch die unterschiedliche Disposition der Betroffenen, die unter Umständen einer schnellen Fluktuation unterliegen, gestützt.

Probleme stellen sich für die Versicherer außerdem beispielsweise für Schäden an Ökosystemen und Zahlungsforderungen, die aufgrund einer Beweislastumkehr entstehen könnten[184]. Unproblematisch ist hingegen die Versicherbarkeit von plötzlichen Störfällen, da bei ihnen die Bedingungen zur Bereitstellung eines Versicherungsangebots als gegeben angesehen werden[185].

Des weiteren ist die Identifikationsfähigkeit als notwendige Bedingung für ein Versicherungsangebot anzusehen. Damit ist die Problematik angesprochen, daß die Versicherungsunternehmen in der Lage sein müssen festzustellen, wann ein bestimmter Störfall oder ein anderes Schadensersatzforderungen auslösendes Ereignis stattgefunden hat und ob und wenn ja in welcher Höhe Zahlungen von seiten des Versicherungsunternehmens daraufhin notwendig werden[186]. Dies ist bei Störfällen mit

181 Vgl. A. Endres [VI], S. 128; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, An Insurance Perspective on an Integrated Waste Management Strategy. In: H. Kunreuther and R. Gowda (Eds.), Integrating Insurance and Risk Management for Hazardous Wastes. Boston u.a. 1990, S. 271ff., hier S. 276f.; H. Schilling, Umwelthaftung für Schadstoffrisiken – Probleme und Tendenzen im internationalen Vergleich sowie die daraus resultierenden versicherungstechnischen und versicherungsrechtlichen Probleme. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 534ff., hier S. 559.

182 E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [II], S. 114.

183 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 108f.

184 Vgl. C.B. Blankart, S. 85; H. Schilling, S. 559.

185 Vgl. für viele D. Cansier [I], S. 203. Dabei weist Cansier darauf hin, daß diese Risiken nicht vorsätzlich oder grob fahrlässig herbeigeführt worden sein dürfen, um die Versicherungsinanspruchnahme zu rechtfertigen.

186 Vgl. P.R. Kleindorfer [I], S. 14ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kurzfristig eintretenden Schadensfolgen noch relativ sicher zu handhaben. Erhebliche Probleme können sich bei erst langfristig auftretenden Schäden ergeben[187]. Die Schwierigkeit, die sich hier stellt, ist zweifacher Natur. Erfolgt eine Interpretation des Versicherungsfalles dahingehend, daß die erste emittierte Einheit eines Schadstoffes als Versicherungszeitpunkt anzusehen ist, besteht die Gefahr, daß Versicherungen lange nach Ablauf eines Kontraktes mit Forderungen (die vielfach auf geringen Deckungssummen beruhen) konfrontiert werden. Wird der Eintritt des Versicherungsfalles dagegen in Richtung auf den erkennbaren Schaden verschoben, besteht die Möglichkeit, daß Versicherungen für Schäden aufkommen müssen, die bereits vor Abschluß des Versicherungsvertrages verursacht wurden[188]. Auf die speziellen Probleme, die sich bei Vorliegen einer gesamtschuldnerischen Haftung vor allem bei Langzeitschäden ergeben, wurde im vorangegangenen Abschnitt bereits hingewiesen.

Unabdingbar für Versicherungsunternehmen ist die ausreichende Anzahl der versicherten Risiken. Dies bedeutet, daß die Versicherungsunternehmen sich dadurch, daß sie sich das Gesetz der großen Zahl zunutze machen können, mit dem Durchschnittswert ihrer Zahlungen dem Erwartungswert annähern, was die Realisierung einer tendenziell risikoneutralen Einstellung ermöglicht[189]. Bei einer zu kleinen Anzahl von Risiken ist der Risikoausgleich durch Poolbildung seitens des Versicherers unmöglich gemacht oder zumindest erschwert[190]. Letztlich ist aber die Bereitschaft zur Versicherung auch von der Risikoeinstellung und Kapitaldecke der Versicherer sowie von Möglichkeiten zur Rückversicherung[191] abhängig.

Die Möglichkeit des Poolens würde auch aufgrund einer positiven Korrelation der versicherten Risiken eingeschränkt. Dies bedeutet, daß von dem Versicherungsunternehmen die Unabhängigkeit der potentiellen Schadensereignisse überprüft werden muß[192].

Daneben müssen die Versicherungen ihre Zeichnungsstandards so setzen, daß das moralische Risiko und die adverse Selektion weitgehend verhindert werden. Mit dem moralischen Risiko ist der Umstand angesprochen, daß aufgrund der Existenz einer Versicherung, die Schäden ersetzt, für den Versicherten der Anreiz zu Vorsorgemaßnahmen möglicherweise unterhalb des optimalen Niveaus liegt[193]. Dieses Risiko stellt sich vor allem dann ein, wenn kein idealtypischer Versicherungsvertrag vorliegt, die Prämiengestaltung also nicht am individuellen Risiko orientiert wird, sondern für alle Versicherten ein Einheitstarif besteht. Dadurch wird es für den einzelnen nicht

---

187 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 111f.; N. Doherty, P. Kleindorfer und H. Kunreuther, S. 277f.

188 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 112.

189 Vgl. M. Neumann, Theoretische Volkswirtschaftslehre III. Wachstum, Wettbewerb und Verteilung. München 1982, S. 222f., sowie A. Endres und R. Schwarze, S. 5.

190 Vgl. W. Pfennigstorf, The Role of Insurance in Risk Spreading and Risk Bearing. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 464ff., hier S. 465.

191 Vgl. K. Fischer, Rückversicherung. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 18 (1989), S. 580ff.

192 Vgl. M. Neumann, S. 223; E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 116; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 277.

193 Vgl. z.B. A. Bauer und E. v. Böventer, S. 443.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

mehr lohnend, Vorsorge zu leisten, da die Prämie nicht mehr mit wachsender Vorsorge sinkt. Zur Realisierung des individuellen Kostenminimums wird der Versicherte also möglichst auf Vorsorgemaßnahmen verzichten, soweit keine einschränkenden Vereinbarungen des Versicherungsvertrages dem entgegenstehen[194]. Ein solches Verhalten wäre zwar aus einzelwirtschaftlicher Sichtweise rational, es führt aber zu gesamtwirtschaftlichen Effizienzverlusten, da durch die zu geringen Vorsorgemaßnahmen das Risiko und damit die Kosten für alle Beteiligten steigen[195]. Es handelt sich hierbei faktisch um ein Gefangenendilemma: Da die Einsparungen bei den Vorsorgekosten individuell zugerechnet werden, ist es für jeden einzelnen sinnvoll, ein Vorsorgeniveau unterhalb des gesamtgesellschaftlich sinnvollen Niveaus zu realisieren. Da dies aber für alle Versicherungsnehmer gilt, steigt die Belastung letztlich für jeden aufgrund von unnötig hohen Einheitsprämien infolge der übermäßigen Schadenshöhe[196].

Dieses Ergebnis kann sich aber nur dann einstellen, wenn den Versicherungsunternehmen nicht in ausreichendem Maße Informationen über das Vorsorgeverhalten der Versicherten und über das durch sie eingebrachte Risiko zur Verfügung stehen. Eine solche Informationsasymmetrie[197], die dann die hohen Prämien mit sich bringt, kann zudem eine adverse Selektion zur Folge haben. Diese kann zur Unversicherbarkeit von geringen Risiken führen, wenn nur von schlechten Risiken eine Versicherung nachgefragt wird, was mit entsprechend hohen Prämienforderungen einhergeht[198].

Effiziente Lösungen auf einem Versicherungsmarkt setzen voraus, daß die Möglichkeit des moralischen Risikos und der adversen Selektion eingegrenzt oder gar ausgeschlossen wird. Dazu stehen den Versicherungsunternehmen verschiedene Verfahrensweisen zur Verfügung. Hier ist zunächst an die Einrichtung eines Selbstbehaltes zu denken. Dieser kann in Form einer pauschalen Selbstbeteiligung, einer prozentualen selbst zu tragenden Quote oder einer Deckungsobergrenze ausgestaltet werden. Durch die individuell zu tragenden Lasten wird die Präventionszielsetzung der Haftung wieder besser erreicht, da der Abfallbeseitiger oder -behandler versuchen wird, die Gefahr der Zahlung dieses festen oder prozentualen Betrages[199] für sich auszuschließen. Dies ist ihm nur durch eine Erhöhung der Vorsorgeaufwendungen in Richtung auf das gesamtgesellschaftlich optimale Niveau möglich. Bei pauschalem Selbstbehalt besteht allerdings die Gefahr, daß bei hoher Risikoaversion die Belastung durch die Selbstbeteiligung als besonders stark empfunden wird[200]. Bei den Deckungs-

---

194 Eine graphische Darstellung dieser Zusammenhänge findet sich bei A. Endres und R. Schwarze, S. 11.

195 Vgl. H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 103.

196 Vgl. A. Endres und R. Schwarze, S. 12.

197 Vgl. zur Problematik der Informationsasymmetrie auch M. Tietzel, S. 52ff.

198 Vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 109f. Feess-Dörr u.a. gehen von einer geringen Bedeutung der Abwälzung des Risikos auf die Versicherungen aus, sofern durch die Umweltverschmutzung das Image der Unternehmung in Gefahr geraten würde. Der adversen Selektion weisen sie hingegen ein großes Gewicht zu; vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 109ff.

199 Die exakten Allokationswirkungen, die von einer prozentualen Selbstbeteiligung des Versicherten ausgehen, der dann neben den direkten Vorsorgekosten auch die durch das Niveau der Vorsorge bestimmte Selbstbeteiligung und die Risikolast in seine Kalkulation einbeziehen muß, werden in Abhängigkeit von der Höhe der Selbstbeteiligungsquote bei Endres und Schwarze dargestellt; vgl. A. Endres und R. Schwarze, S. 13ff.

200 Vgl. A. Endres und R. Schwarze, S. 16ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

obergrenzen stellt sich das Problem, daß, wenn sie zu niedrig angesetzt werden, der Betreiber einer Abfallanlage sie als nicht ausreichend ansieht und deshalb vollständig von einer Nachfrage nach Versicherungsleistungen absehen wird[201].

Eine andere Technik liegt in Bonus-Malus-Systemen[202]. Der Vorteil für die Versicherungsunternehmen liegt hierbei darin, daß eine ex post-Reaktion auf das Verhalten des Versicherten möglich wird. Hat dieser einen Schaden verursacht, muß er mit einem Zuschlag auf seine normale Prämienbelastung rechnen. Dadurch wird eine Anreizwirkung gesetzt, die Höherstufung durch Vorsorge zu vermeiden, ohne daß die Versicherungen andererseits hohe Informationskosten zur ex ante-Einstufung der Risikoträchtigkeit des Versicherten aufwenden müssen.

Bislang wurde immer eine freiwillige Versicherungnachfrage unterstellt. Alternativ sind auch Pflichtversicherungen denkbar, so daß zu überlegen ist, welche Implikationen mit einer solchen Zwangsversicherung verbunden sind[203]. Im Normalfall kann man bei Existenz funktionierender Versicherungsmärkte davon ausgehen, daß es dem einzelnen Individuum freigestellt ist, sich nach seinen eigenen Präferenzen zu versichern oder davon abzusehen. Sind aber beispielsweise die Transaktionskosten zu hoch, als daß private Versicherungsverträge zustande kämen, wovon insbesondere wegen der Problematik der Langzeitschäden für den Umweltbereich auszugehen ist, kann staatlicherseits eine Versicherungspflicht vorgegeben werden. Dies kann ebenfalls sinnvoll sein, wenn Schäden aufgrund mangelnder Finanzmasse von Schädigern nicht kompensiert werden können[204]. In diesem Zusammenhang sind Haftungshöchstgrenzen, die einerseits eine Kalkulierbarkeit bei der Versicherung ermöglichen, andererseits den Schadensverursacher absichern, eventuell von Vorteil[205].

Bezüglich der konkreten Ausgestaltung der Versicherung sind verschiedene Formen denkbar. Als Beispiel kann eine obligatorische private Haftpflichtversicherung für den Umweltbereich angenommen werden, die eine „öffentlich-rechtliche Pflicht zum Abschluß privatrechtlicher Versicherungsverträge"[206] darstellt. Im Umwelthaftungsgesetz wird für die Betreiber von speziellen umweltgefährdenden Anlagen der Nachweis einer obligatorischen Deckungsvorsorge beispielsweise in Form dieser Umwelthaftpflichtversicherungen oder alternativ durch die Deckungszusage des Bundes, eines Landes oder eines Kreditinstitutes unabhängig von der Unternehmensgröße vorgeschrieben[207]. Dies hat vor allem für kleine und mittelständische Unternehmen die Schwierigkeit zur Folge, notwendige Versicherungssprämien aufzubringen oder Bürgschaften in der entsprechenden Höhe zu erhalten[208]. Es ist allerdings zu fragen, ob der Schutz der Geschädigten in einem potentiellen Schadensfall oder die

201 Vgl. H. Karl [I], S. 222.
202 Vgl. M. Adams [II], S. 227.
203 Vgl. auch § 19 UmweltHG; G. Landsberg und W. Lülling, S. 265ff.
204 Vgl. P.R. Kleindorfer [I], S. 4; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 275.
205 Vgl. J.W. Gerlach, Privatrecht und Umweltschutz im System des Umweltrechts. (Schriften zum Umweltrecht, Band 11.) Berlin 1989, S. 371; M. Kloepfer [I], S. 248. Vgl. auch § 15 UmweltHG; G. Landsberg und W. Lülling, S. 245ff.
206 M. Kloepfer [I], S. 252. Kloepfer geht auch auf andere Formen der Pflichtversicherung ein.
207 Vgl. § 19 II UmweltHG.
208 Vgl. P.-R. Wagner, S. 197.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Orientierung an den Interessen der Unternehmer höher zu bewerten ist. Für die Versicherungsunternehmen ergibt sich das Problem, daß sie über risikoorientierte Tarife und regelmäßige Kontrollen der versicherten Anlagen eine Anreizwirkung für die Betreiber etwa von Abfallanlagen setzen sollen[209], wozu sehr detaillierte Informationen über die Risikostrukturen verschiedener Unternehmen unterschiedlicher Branchen erforderlich wären[210]. Hier werden staatlicherseits zusätzliche Anstrengungen erforderlich sein, um dieses Gebiet für Versicherungsunternehmen interessant zu machen. Hierbei ist neben (allokationstheoretisch problematischen) Haftungshöchstgrenzen vor allem an exakt definierte Haftungsregelungen zu denken[211], damit der Zahlungsumfang besser abgegrenzt werden kann. Dazu wird eine entsprechende Schulung der Richter notwendig sein. Außerdem ist, wenn eine private Rückversicherung scheitert, an eine Rückversicherungsgarantie seitens des Staates zu denken, die die Risiken für die Versicherungsunternehmen begrenzen würde[212]. In diesem Kontext ist auch zu überlegen, ob eine solche Zwangsversicherung nur auf Störfälle begrenzt sein oder auch Daueremissionen betreffen sollte. Soll eine Einschränkung auf unfallähnliche Ereignisse erfolgen, müßten die Haftungsausschlußgründe klargelegt werden, um nicht die Zielsetzungen der Versicherungspflicht, also die Sicherung von Schadensersatzleistungen auch bei nicht ausreichenden finanziellen Möglichkeiten des Schädigers[213] und die Erreichung einer pareto-optimalen Allokation, durch ein nicht ausreichendes oder gar nicht existentes Angebot der Versicherungsträger zu gefährden.

Zieht man ein Fazit bezüglich der Wirkungen von Versicherungen, so kann zunächst festgehalten werden, daß sie, soweit es sich um monetär ersetzbare Schäden handelt, zum einen das Angebot an Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten erhöhen, zum anderen eine Kompensation der Geschädigten sicherstellen können. Versicherungen können allerdings nicht die grundsätzlichen Defizite eines Haftungsregimes, die in einer unzureichenden Geltendmachung von Schäden zu sehen sind, ausgleichen. Soweit Versicherungsangebote nicht vorliegen, kann dies entweder auf eine objektive Unversicherbarkeit von Risiken oder auf institutionelle Probleme im Bereich der Versicherungswirtschaft zurückzuführen sein[214]. In solchen Fällen ist daran zu denken, die nicht privatwirtschaftlich versicherbaren Risiken staatlicherseits abzudecken, sie als allgemein akzeptiertes, aber unkompensiertes Risiko hinzunehmen oder die risikoträchtige Tätigkeit zu untersagen.

4. Zwischenergebnis

Die Ausführungen sollten deutlich machen, daß eine rein privatwirtschaftliche Lösung der Standortfindung für Abfallbeseitigungs- und -behandlungsanlagen nicht effizient

---

209 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 245; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 274 und S. 284f.

210 Auf die damit u.U. einhergehenden Schwierigkeiten betreffend moral hazard und adverse Selektion soll an dieser Stelle nicht mehr eingegangen werden.

211 Vgl. P.R. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 170.

212 Vgl. P.R. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 160; P.R. Kleindorfer [I], S. 21; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 292f.

213 Vgl. A. Endres und R. Schwarze, S. 1f.

214 Vgl. C.B. Blankart, S. 86.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zu realisieren ist. Eine Zuordnung von Eigentumsrechten an Umweltmedien zum Betreiber einer Abfallanlage wird tendenziell mit einem zu hohen Schadensniveau verbunden sein, während Abwehrrechte der Geschädigten das Niveau der Schäden und damit die Kapazitäten der Behandlung und Beseitigung vermutlich zu stark reduzieren werden. Diese Probleme stellen sich bereits dann, wenn nur ein Anlagenbetreiber und ein Geschädigter betrachtet werden, sie potenzieren sich, wenn von einer Vielzahl von potentiell Geschädigten ausgegangen wird. Abgesehen von dem Sonderfall, daß die Geschädigten zugleich Nutznießer der Abfallanlage sind und ihren Verhaltensweisen identische Risikoeinstellungen und Bewertungen zugrunde liegen, wird es hier kaum zu einer Bereitstellung von Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten kommen, wenn die Abwehrrechte bei den Geschädigten liegen.

Die Transaktionskosten einer Verhandlungslösung zwischen Geschädigten und Behandler bzw. Beseitiger können durch die Einführung eines Haftungsregimes reduziert werden, welches dem Abfallbeseitiger/-behandler ein Recht zum Betrieb seiner Anlage zugesteht, ihn aber gleichzeitig verpflichtet, auftretende Schäden zu kompensieren. Auch diese Lösung kann allerdings nicht vollständig befriedigen, weil zum einen spezielle Transaktionskosten der Haftung dazu beitragen, daß nicht der Erwartungswert des Schadens, sondern der wohl erheblich darunter liegende Erwartungswert der Schadensersatzzahlungen für das Verhalten der Anlagenbetreiber relevant wird. Zudem können über ein reines Haftungsregime nicht-monetarisierbare Schäden nicht entgolten werden.

Damit stellt sich zum einen die Frage, wie die Defizite eines Haftungssystems bezüglich der monetären Kompensation durch den Einsatz anderer umweltpolitischer Instrumente reduziert werden können. Zum anderen ist zu fragen, wie mit den Schäden umgegangen werden soll, die als monetär nicht ausgleichbar angesehen werden. Diesem Problem kommt dadurch noch besondere Bedeutung zu, daß die Kosten der Abfallbeseitigung bzw. -behandlung teilweise nur bei den Personen anfallen, die sich im Immissionsbereich dieser Anlagen befinden, während der Kreis der Nutznießer der Anlagen im allgemeinen wegen der ökonomischen Vorteilhaftigkeit von Zentralanlagen (Kostendegression) wesentlich größer ist.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Fünftes Kapitel

Standortwahl und Anlagenrealisation durch Kollektiventscheidungen

1. Entscheidungsfindung auf nicht-konsensualer Ebene

Wie die Ausführungen zu den einzelwirtschaftlichen Verhandlungslösungen und Haftungsregelungen gezeigt haben, ist eine Lösung des Standortfindungsproblems bei einer Vielzahl beteiligter Personen wegen des Kollektivgutcharakters der Umweltmedien Luft und Wasser und spezieller Probleme der Schadenserkenntnis und -zuordnung nicht möglich. Damit wird es erforderlich, den Bereich der Kollektiventscheidungen zu beschreiten. Kollektiv zu entscheiden ist erstens über maximale Belastungswerte der Umweltmedien Luft und Wasser, zweitens über das Entscheidungsverfahren, mittels dessen bestimmt werden soll, welchem Teil der Bevölkerung einer Volkswirtschaft die Risiken und monetär nicht kompensierbaren Schäden von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen aufgebürdet werden sollen. Bevor darauf näher eingegangen wird, sind zunächst einige grundsätzliche Ausführungen zur Problematik von Kollektiventscheidungen unterhalb der Ebene der Einstimmigkeit angebracht. Dabei ist allgemein zu beachten, daß derartige Kollektiventscheidungen nicht immer von allen Mitgliedern einer Volkswirtschaft gefällt werden müssen. Vielmehr wird es in Abhängigkeit von der räumlichen Reichweite der zu lösenden Probleme unterschiedliche Größen von betroffenen Gruppen geben[1].

Sowohl Hayeks legislative Versammlung als Surrogat für den Gesellschaftsvertrag als auch Buchanans Gesellschaftsvertrag verlangen Einstimmigkeit für Entscheidungen, die grundlegende Regelungen des gesellschaftlichen Zusammenlebens betreffen. In diesen Entscheidungsorganen ist zugleich darüber zu befinden, wie Kollektiventscheidungen, die nicht grundlegende Regeln zum Gegenstand haben, getroffen werden sollen. Dabei können für einzelne zu regelnde Bereiche unterschiedliche Verfahren bestimmt werden[2]. Hier ist es zwar auch grundsätzlich möglich, Beschlüsse einstimmig zu fassen. Damit könnte der einzelne Akteur sicherstellen, daß nur solche

1 Vgl.F.A. v. Hayek [IV], S. 72f.; R.A. Musgrave, P.B. Musgrave und L. Kullmer [I], Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Band 3. (Uni-Taschenbücher, Nr. 542.) 3. Auflage, Tübingen 1987, S. 1ff.

2 Vgl. H. Leipold, S. 179.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Entscheidungen für ihn verbindlich werden, die seinen eigenen Interessen in einem Mindestumfang Rechnung tragen, den er selbst bestimmen kann[3]. In der Regel wird aber auf solche einstimmigen Entscheidungen verzichtet werden, weil sie zu teuer wären[4]. Dies ist auf die Informations- und Verhandlungskosten zurückzuführen, die mit steigender Zahl der Gesellschaftsmitglieder zunehmen. Allerdings entstehen den einzelnen Mitgliedern der Gesellschaft externe Kosten dadurch, daß sie bei nicht einstimmigen Entscheidungen möglicherweise auf der Verliererseite stehen. Diese externen Kosten wären dann gleich Null, wenn für einen Beschluß ein Konsens erforderlich wäre. Je geringer die Zahl der erforderlichen Ja-Stimmen, desto höher wird das potentielle Ausmaß der externalisierten Kosten für ein Individuum sein. Der optimale Grad der Zustimmung liegt in dieser Betrachtung dort, wo die Summe der Kosten minimiert wird[5]. Damit kann davon ausgegangen werden, daß, soweit die direkte Demokratie als Entscheidungsverfahren installiert wird, tendenziell auf postkonstitutioneller Ebene eine Regel unterhalb der Einstimmigkeit favorisiert wird. Entscheidungen werden hier dehalb akzeptiert, weil das Verfahren, unter denen sie zustande gekommen sind, akzeptiert wird. Die Argumentation kann auch derart erfolgen, daß die Bereitstellung von Kollektivgütern, die nur für einen Teil der Gesellschaft vorteilhaft ist, deshalb Zustimmung findet, weil die anderen Gesellschaftsmitglieder durch die Bereitstellung von solchen Kollektivgütern entschädigt werden, an denen sie Interesse haben[6]. Letztlich besteht damit eine Duldungspflicht für das einzelne Individuum, auch solche Entscheidungen hinzunehmen, denen es nicht zugestimmt hat. Da es für den einzelnen aber ungewiß ist, ob die Nachteile des Überstimmtwerdens im Laufe der Zeit durch für das Individuum positive Entscheidungen kompensiert oder überkompensiert werden, wird er versuchen, Nachteile des Überstimmtwerdens zu minimieren[7]. Vor unzumutbaren Belastungen als Folge der Ergebnisse akzeptierter Verfahren kann er sich u.a. folgendermaßen schützen[8]:

- Einstimmigkeit für bestimmte Entscheidungstatbestände;
- Veto-Recht des Betroffenen bei bestimmten Entscheidungsgegenständen;
- einklagbare Grundrechte, gegen die keine kollektive Entscheidung verstoßen darf.

Einstimmigkeit würde letztlich jedem Akteur ein Veto-Recht einräumen. Dies brächte Kosten mit sich, die in der Form von Zeitaufwand und des Verzichts auf Entscheidungen anfielen. Letztlich würden uneinsichtige und risikoscheue Individuen das Niveau

---

3 Vgl. R. Eschenburg [II], Der ökonomische Ansatz zu einer Theorie der Verfassung. Die Entwicklung einer liberalen Verfassung im Spannungsverhältnis zwischen Produktivität und Effektivität der Kooperation. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 21.) Tübingen 1977, S. 182.

4 Vgl. J. Cornford, S. 94f.; J.M. Buchanan and G. Tullock, S. 63ff.; K. Homann [I], S. 171f.

5 Nimmt man die Verhandlungskosten als konstant an, würde das Kostenminimum immer bei Einstimmigkeit realisiert werden; vgl. V. Nienhaus [III], S. 63ff.

6 Vgl. K. Homann [I], S. 153; R. Eschenburg [II], S. 183; J.M. Buchanan [I], S. 68.

7 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 60ff.

8 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 185; R. Eschenburg [I], S. 33, sowie K. Homann [I], S. 173.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der Entwicklung einer Gesellschaft bestimmen[9]. Das Vetorecht bei bestimmten Entscheidungsgegenständen läßt den von einer Entscheidung besonders Betroffenen die Möglichkeit offen, auf sie gerichtete Entscheidungen zu verhindern, wenn sie nicht ihren Präferenzen entsprechen. Die Ausübung dieses Veto-Rechtes ist an eine spezielle Situation gebunden und somit, da es unabhängig von den Eigenschaften der Personen ist, der Ausfluß eines allgemeinen Schutz- oder Grundrechtes[10]. Während das betroffene Individuum hier selbst aktiv werden muß, sind dann, wenn einklagbare Grundrechte installiert sind, gegen die kollektive Entscheidungen nicht verstoßen dürfen, die Entscheidungsgruppen gezwungen, nur derartige Beschlüsse zu fassen, die den überstimmten Gesellschaftsmitgliedern keine unzumutbaren Belastungen auferlegen. Ein solcher Schutz ist dann notwendig, wenn Entscheidungsbefugnisse an Entscheidungsorgane oder Gremien delegiert werden, so daß der einzelne Akteur bei einer Entscheidung nicht mehr unmittelbar sein Veto einlegen kann. Er hat hier aber die Möglichkeit, Dritte (in der Regel Richter) darüber entscheiden zu lassen, ob die erfolgte Entscheidung von Bestand bleiben kann oder zu ändern ist[11].

In der direkten Demokratie sind immer noch alle Gesellschaftsmitglieder an den Entscheidungen beteiligt. Eine Kostensenkung erfolgt nur dadurch, daß (in der Regel) keine Einstimmigkeit mehr erforderlich ist. Der Verzicht auf die direkte Demokratie ermöglicht es, die individuellen Entscheidungskosten drastisch zu senken. Eine damit verbundene Delegation von Entscheidungen ist aber nur dann vorteilhaft, wenn die Entscheidungen des Beauftragten die ganze Gruppe binden, die ihn beauftragt hat[12]. Solche Alternativen zum Mehrheitsprinzip können in der Repräsentation oder in der Einrichtung unabhängiger Institutionen bestehen[13]. Damit besteht aber die Gefahr, daß durch den oder die zur Entscheidung Befugten externe Kosten verursacht werden[14].

Innerhalb der direkten Demokratie sollen die persönlichen Interessen der Mitglieder der Entscheidungsgruppen Basis für die Entscheidung sein, wogegen die persönlichen Interessen der Mitglieder von Entscheidungsorganen in einem System der indirekten Demokratie als Störfaktoren anzusehen sind[15]. Der Wähler als Auftraggeber steht hier vor dem Problem sicherzustellen, daß der Auftragnehmer den Auftrag im Sinne des Gebers zu erfüllen vermag. Wissensvorprünge der Mitglieder von Entscheidungsgremien und die Uninformiertheit der Wähler können letztlich dazu führen, daß es zu einer

---

9 Vgl. K. Homann [II], Legitimation und Verfassungsstaat. Vertragstheoretische Interpretation der Demokratie. „Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie", Band 4 (1985), S. 48ff., hier S. 54f.; K. Homann [I], S. 170 und 191. Folgt man Homann, dann würde die Einführung eines generellen Vetorechtes zum weitgehenden Zusammenbruch der Zivilisation führen. Vgl. K. Homann [I], S. 171.

10 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 186.

11 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 186f.

12 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 194; P. Behrens, S. 289ff.

13 Vgl. R. Vaubel [I], Konsenspflicht aus ökonomischer Sicht: Die liberale Alternative. In: H. Hattenhauser und W. Kaltefleiter (Hrsg.), Mehrheitsprinzip, Konsens und Verfassung. Heidelberg 1986, S. 115ff.

14 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 194f.; K. Homann [I], S. 173; R. Vaubel [I], S. 118f. Die hier auftretenden Schwierigkeiten werden in der Literatur auch unter dem Stichwort „Principal-Agent-Probleme" behandelt. Vgl. z.B. D. Schneider [II], Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 3. Auflage, München und Wien 1987, S. 26ff. und S. 553ff.

15 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 196.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

völligen Entmündigung sämtlicher Akteure kommt, die an den Entscheidungen nicht beteiligt sind[16].

Voraussetzung für eine Delegation der Entscheidungsgewalt ist eine gesicherte Vertrauensbasis, die persönlicher, unpersönlicher oder systembezogener Art sein kann. Die letzte Komponente kann als Glaube an die sozialen Einrichtungen, Institutionen und Organisationen in einer Gesellschaft in Erscheinung treten. Erst eine solche Vertrauensbasis gestattet es den Gesellschaftsmitgliedern, von einer vollständigen Verarbeitung sämtlicher verfügbaren Informationen Abstand zu nehmen. Dabei wird die Vertrauensgrundlage durch fest installierte Kontrollorgane verbessert[17]. Ist eine direkte Kontrolle der Delegierten über Soll-Ist-Vergleiche nicht möglich, sind indirekte Kontrollvorkehrungen zu treffen, die zu einer Selbstkontrolle der Entscheidungsgremien oder -personen aus Eigennutz führen. Die Positionen der Entscheidungsbeauftragten müssen demnach so ausgestaltet sein, daß ein Verlust dieser Stellungen als erheblicher Nachteil empfunden wird, verschiedene Bewerber für diese Stellen bereitstehen und eine Entlassung ohne Schwierigkeiten möglich ist[18].

Denkbare Sanktionsmechanismen sind Abwanderung aus dem Geltungsbereich einer Ordnung, Abwahl und Widerspruch[19]. Sofern für Delegierte der Nutzen, den sie aus ihrer Tätigkeit ziehen, durch die Menge der Mitglieder ihrer Organisation bestimmt wird, etwa in Hinsicht auf Prestige, Macht oder finanzielle Aspekte, sind für sie zumindest im Prinzip die einzelnen Mitglieder der Organisation von Bedeutung. Zeigen Abwanderungen, die mit Unbequemlichkeiten verbunden sind, an, daß Unzufriedenheiten bezüglich der Entscheidungen der Delegierten bestehen, ergeben sich für diese Anreize, den Attraktivitätsgrad der Organisation zu steigern.

Sind die Mitglieder eines Entscheidungsgremiums für eine bestimmte Zeit gewählt, können die Wähler zu bestimmten Zeitpunkten durch Ausübung des Stimmrechts die Leistung der Delegierten positiv oder negativ sanktionieren. Diese Sanktionsmöglichkeit wirkt aber nur, wenn wählbare Alternativen bestehen. Zudem sind, wenn keine einstimmige Wahl erforderlich ist, die Handlungsmöglichkeiten des einzelnen eingeschränkt.

Widerspruch eröffnet die Möglichkeit, Delegierte zur Beseitigung von als negativ empfundenen Zuständen aufzufordern. Wenn derartige Kritik öffentlich und evtl. sogar von einer Gruppe geäußert wird und die anderen Individuen nicht widersprechen, kann sie nahezu als verbindlicher Auftrag interpretiert werden, bestimmte Mißstände zu beseitigen. Der Widerspruch wird aber nur dann Ergebnisse zeitigen, wenn die Delegierten ansonsten mit Sanktionen zu rechnen haben. Unter diesen Umständen können die einzelnen unzufriedenen Individuen durch gesteigerte Informationsflüsse, Überzeugung und Überredung das Ziel verfolgen, eine Mehrheit gegen die Position der Leitung zu schaffen und diese damit unter Leistungsdruck zu setzen. Dabei sind allerdings zwei Probleme zu überwinden. Zum einen muß davon ausgegangen werden,

16 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 197ff.; K. Homann [I], S. 173; K. Homann [II], S. 56.
17 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 210ff.
18 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 213f.
19 Vgl. R. Eschenburg [II], S. 215ff.; R. Eschenburg [I], S. 36ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

daß vielfach ein positives Vorurteil besteht, wonach Entscheidungsbeauftragte grundsätzlich fachlich besser qualifizierte Entscheidungen fällen können. Zum anderen treten Kollektivgutprobleme bei der Organisation einer Bürgerinitiative auf. Im Gegensatz zu den anderen Kontrollmechanismen wird durch Kritik nicht allein Unzufriedenheit signalisiert, sondern es wird zugleich angegeben, wo die Mißstände gesehen werden, so daß eine Beseitigungsmöglichkeit durch die Delegierten innerhalb eines angemessenen Zeitraumes möglich wird.

2. Anlagenrealisation

2.1. Grenzwerte und instrumentelle Umsetzung

2.1.1. Entscheidung über Grenzwerte

Der Betrieb von Beseitigungs- und Behandlungsanlagen ist, wie oben dargestellt, mit stofflichen und nichtstofflichen Emissionen in und auf die Umweltmedien Boden, Luft und Wasser verbunden. Über diese Trägermedien können emittierte Stoffe zu Schutzgütern transportiert werden und dort unmittelbar oder mittelbar zu Schädigungen führen. Eine individuell ausgehandelte Vereinbarung darüber, welche Emissionsmengen und -arten über welche Emissionspfade transportiert werden dürfen, scheitert letztlich u.a. am Kollektivgutcharakter der Umweltmedien Luft und Wasser, so daß sich keine Tauschwerte herausbilden können. Das Allokationsproblem im Umweltbereich verlangt zu seiner Handhabung damit zunächst eine Lösung des Kollektivgutproblems, daran anschließend eine Lösung des Allokationsproblems, so wie es für private Güter typisch ist[20]. Damit werden Kollektiventscheidungen darüber erforderlich, welche Belastungen noch akzeptiert werden sollen, in welchem Rahmen also eine Umweltnutzung überhaupt erfolgen darf[21]. Hier sind Fragen der Bestimmung von Schadenspotentialen, deren Bewertung sowie eine Festlegung von Grenzwerten angesprochen. Ein Grenzwert kann definiert werden als „*jede* Art offiziell empfohlener oder gesetzlich geregelter Mengen- oder Konzentrationsbegrenzung unerwünschter, meist anthropogener Stoffe in den Umweltmedien Boden, Luft, Wasser sowie in deren komplexem Endprodukt ‚menschliche Nahrung'"[22].

Bezüglich der Grenzwerte ist zu unterscheiden zwischen Substanzen, die eine Wirkungsschwelle besitzen, und solchen, bei denen es eine solche Schwelle nicht gibt[23]. Im erstgenannten Fall könnten die Werte so gesetzt werden, daß eine Belastung von Schutzgütern nur noch unterhalb der Wirkungsschwelle erfolgt, so daß keine

---

20 Vgl. P. Klemmer [V], Regionalpolitik und Umweltpolitik. Untersuchung der Interdependenzen zwischen Regionalpolitik und Umweltpolitik. (Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Band 106.) Hannover 1988, S. 56ff.; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 66ff.

21 Vgl. M. Faber und R. Manstetten, S. 368.

22 H.H. Dieter, Grenzwerte und Wertfragen. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 9 (1986), S. 375ff., hier S. 375.

23 Vgl. H. Greim, Problematik von Grenzwerten aus der Sicht des Toxikologen. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 61ff., hier S. 61; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 59f.; vgl. dazu die Ausführungen im zweiten Kapitel.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

negativen Effekte zu erwarten sind. Dies gilt aber nur dann, wenn nicht ein Konsens dahingehend erzielt wird, daß die Belastungen hingenommen werden sollen, um Vorteile in anderen Zusammenhängen realisieren zu können. Bei fehlenden Wirkungsschwellen, wie sie für krebserzeugende und erbgutverändernde Stoffe gelten, können Grenzwerte nur das Risiko einer Schädigung mindern, da bereits kleinste Mengen irreversible Folgen nach sich ziehen. Wo die genaue Grenze der Wirksamkeit von Substanzen liegt, ist dabei wissenschaftlich vielfach nicht oder nur zum Teil begründbar. Damit bleiben derartige Grenzwerte tendenziell umstritten[24].

Bei der Bestimmung von Grenzwerten muß grundsätzlich zwischen dem Aufzeigen dieser Wirkungszusammenhänge und der Entscheidung darüber, was an potentiellen Schäden als zulässig angesehen werden soll, unterschieden werden. Hier kann somit zwischen einem medizinisch-naturwissenschaftlichen und einem sozioökonomisch-politischen Bereich getrennt werden[25]. Ausgangspunkt der Festlegung von Grenzwerten müssen zunächst die wichtigsten Rechtsgüter einer Person wie Leben, Gesundheit, Eigentum und anderes sein, deren Schädigung nicht mit dem geltenden Recht zu vereinbaren ist. Sobald aber Risiken geschaffen werden, besteht die Möglichkeit, daß Dritte auch in diesen absoluten Rechtsgütern geschädigt werden. Damit kann eine Risikobetrachtung letztlich niemals isoliert durchgeführt werden, sondern muß immer in Beziehung zum Nutzen gesehen werden[26].

Zur Bewertung von Risiken sind grundsätzlich drei Schritte erforderlich. Erstens muß eine (scheinbar) objektive Bestimmung des Risikos erfolgen. Daran hat sich eine prinzipiell subjektive Bewertung der Vorteile riskanter Tätigkeiten anzuschließen, worauf schließlich in einem dritten Schritt nach einer Beurteilung von Risiko und Nutzen eine Entscheidung darüber getroffen werden muß, ob ein Risiko eingegangen werden soll oder nicht[27]. Umweltstandards sollten zwar auf wissenschaftlich vertretbaren oder gesicherten Annahmen aufbauen, sie werden aber letztlich immer in mehr oder weniger großem Ausmaß politische Entscheidungselemente beinhalten[28].

„Grenzwerte sind **nicht wissenschaftlich abgeleitete** Werte, die jedes Risiko ausschließen, sondern haben eher den Charakter von **Konventionen** auf der Basis

---

24 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 45.

25 Vgl. F. Nicklisch [II], Grenzwerte und technische Regeln aus rechtlicher Sicht. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 95ff., hier S. 96f.; W. Mücke, S. 224ff.; H. Seiler, Rechtliche und rechtsethische Aspekte der Risikobewertung. In: S. Chakraborty und G. Yadigaroglu, Ganzheitliche Risikobetrachtungen. Technische, ethische und soziale Aspekte. Köln 1991, S. 05-1ff., hier S. 05-1.

26 Vgl. H. Seiler, S. 05-3ff.; W. Mücke, S. 231ff.

27 Vgl. H. Seiler, S. 05-10ff.; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 442.

28 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 61; H. Bonus [II], Reform der Umweltpolitik. In: R. Vaubel und H.D. Barbier (Hrsg.), Handbuch Marktwirtschaft. Pfullingen 1986, S. 355ff., hier S. 357; H. Bonus [III], Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. „Jahrbuch für Sozialwissenschaft", Band 41 (1990), S. 343ff., hier S. 344; E.-H. Ritter, Umweltpolitik und Rechtsentwicklung. „Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht", München, Jg. 6 (1987), S. 929ff., hier S. 933; J. Salzwedel, Risiko im Umweltrecht – Zuständigkeit, Verfahren und Maßstäbe der Bewertung. „Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht", München, Jg. 6 (1987), S. 276ff., hier S. 277; C.F. Gethmann, Das Setzen von Umweltstandards als Ausdruck gesellschaftlicher Risikogestaltung. In: G.R. Wagner (Hrsg.), Ökonomische Risiken und Umweltschutz. München 1992, S. 11ff.; A. Weale, Umweltbezogene Risikosteuerung durch transaktionskostenorientierte Institutionen. In: G.R. Wagner (Hrsg.), S. 27ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wissenschaftlicher Nutzen-Risiko-Abschätzung und gesellschaftlicher Kompromisse über die Vertretbarkeit von [Risiken] ... Grenzwerte sind danach für Stoffe und Medien so zu definieren, daß diese Grenzen des Vertretbaren und Akzeptierten nicht überschritten werden und daß die Einhaltung mit verfügbaren Methoden überwacht werden kann"[29].

Technisch-naturwissenschaftliche Zusammenhänge aufzudecken, sollte grundsätzlich Aufgabe eines Sachverständigengremiums sein. Mitglieder eines solchen Gremiums müßten sich durch Sachkunde, Neutralität und Unabhängigkeit auszeichnen. Dabei ist darauf zu achten, daß sich das Gremium aus Personen unterschiedlicher Fachrichtungen rekrutiert und ein Ausgleich der unterschiedlichen Interessenbindungen erfolgt[30]. Die von diesem Gremium herausgestellten Ursache-Wirkungs-Ketten dienen dann als Grundlage für eine politische Entscheidung über Grenzwerte. Diese Werte können sich zum einen daraus legitimieren, daß sie, auf einer medizinisch-technischen Bewertungsgrundlage basierend, unterhalb erkannter Wirkungsschwellen liegen. Sind solche Wirkungsschwellen nicht bestimmbar, so kann eine Legitimation nur derart erfolgen, daß der Bestimmung von Grenzwerten ein geregeltes und akzeptiertes Verfahren zugrunde liegt[31].

In die Bewertung werden eine Vielzahl unterschiedlicher Werturteile eingehen, die maßgeblich durch die gesellschaftliche Entwicklung beeinflußt werden. Die Grenzwertbestimmung beruht dabei auch auf Annahmen hinsichtlich des nicht bestimmbaren Risikos, das alles umfaßt, was nicht quantifiziert werden kann und zum Teil auch nicht genau beschreibbar ist. In die Bewertung dieser Risikokomponente gehen naturgemäß subjektive und emotionale Aspekte ein[32].

Die Entscheidung über die Grenzwerte sollte dabei grundsätzlich von den Personen mittelbar oder unmittelbar getroffen werden, die auch das Risiko tragen. Sobald aber die Nutznießer nicht mehr mit den Belasteten identisch sind, können hier erhebliche Probleme auftreten[33]. Dies sind aber gerade die Gegebenheiten, die sich vielfach im Rahmen der Abfallbeseitigung und -behandlung stellen. Würde man den Betroffenen im Immissionsbereich einer solchen Anlage oder ihren Repräsentanten den Entscheid über Grenzwerte überlassen, diesen Beschluß also dezentralisieren, kann, soweit diese nicht selbst Nutznießer der Anlage sind, davon ausgegangen werden, daß Grenzwerte in einer Höhe angesetzt werden, die einen Anlagenbetrieb unmöglich machen. Würde die Entscheidung umgekehrt zentralisiert, so hätte die von der Anlage profitierende Mehrheit grundsätzlich die Möglichkeit, die Minderheit, die in dem Gefahrenumfeld der Anlage angesiedelt ist, über die Grenzwertentscheidung zu Trägern des Risikos zu machen. Würde der Minderheit ein unaufhebbares Vetorecht eingeräumt, stünde man wieder vor dem Problem der Blockademöglichkeit jedweder Anlage.

---

29 Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 443.
30 Vgl. F. Nicklisch [II], S. 102f.; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 61f. Hier können auch weitere Einzelheiten zum Verfahren der Standardsetzung entnommen werden.
31 Vgl. F. Nicklisch [II], S. 106f.; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 60f.
32 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 455f.
33 Vgl. H. Seiler, S. 05-17ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bevor auf diese hier nur angerissenen Schwierigkeiten näher eingegangen wird, soll kurz dargestellt werden, wie nach einer erfolgten Entscheidung über Grenzwerte das Allokationsproblem der Umweltnutzung gelöst werden kann.

2.1.2. Ansatzpunkte und Instrumente zur Verwirklichung von Grenzwerten

2.1.2.1. Ansätze

Die Lösung des Allokationsproblems erfolgt durch den Einsatz umweltpolitischer Instrumente. Diese können in ordnungsrechtliche, ökonomische Anreiz- und sonstige Instrumente untergliedert werden[34]. Das Ordnungsrecht setzt Ge- und Verbote ein. Die Allokation der Umweltmedien erfolgt somit durch hoheitlichen Zwang. Die ökonomischen Anreizinstrumente können in Kompensationsregelungen, Abgaben und Zertifikate unterteilt werden. Hier sollen Umweltqualitätsziele derart erreicht werden, daß das Eigeninteresse der Umweltnutzer zur Erreichung angestrebter Umweltqualitäten eingesetzt wird. Die sonstigen Instrumente, die im folgenden, wenn überhaupt, nur am Rande behandelt werden sollen, lassen sich in die schon behandelten Eigentumsrechte und Haftungsregelungen, Absprachen, Steuervergünstigungen und Subventionen, Umweltinformation und Beratung sowie Kennzeichnungen aufspalten.

Die Güte dieser Instumente kann nach verschiedenen Kriterien beurteilt werden. Hier werden statische und dynamische ökonomische Effizienz, ökologische Effektivität und politische Durchsetzbarkeit herangezogen[35]. Gemäß dem Kriterium der statischen ökonomischen Effizienz werden die Instrumente dahingehend beurteilt, ob durch ihren Einsatz die angestrebten Umweltqualitätsziele auf kostengünstige Art und Weise erreicht werden, wohingegen die dynamische Komponente hinterfragt, inwieweit für die Emittenten Anreize bestehen, umweltsparenden technischen Fortschritt zu entwickeln und einzusetzen[36]. Ansatzpunkt der politischen Durchsetzbarkeit umweltpo-

---

34 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 66ff., an dessen Untergliederung sich die weiteren Schilderungen anlehnen. In der Literatur kommen verschiedene Unterscheidungen zur Anwendung. Ähnlich differenziert z.B. R. Buttgereit, Ökonomische und ökologische Funktionsbedingungen umweltökonomischer Instrumente. (Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A 123.) Berlin 1991, S. 75ff. Eine völlig andere Untergliederung findet sich bei Wicke, der zwischen nicht-fiskalischen Instrumenten sowie solchen mit öffentlichen Ausgaben und mit öffentlichen Einnahmen unterscheidet. Vgl. L. Wicke unter Mitarbeit von W. Franke, Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung. 2. Auflage, München 1989, S. 167ff. Eine Alternative legte der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Abfallgutachten vor, in dem er Instrumente der direkten gegenüber solchen der indirekten Verhaltensregulierung abgrenzt. Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 266ff.

35 Vgl. zu diesen und weiteren Kriterien Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 67ff.; Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], S. 544ff.; Unterrichtung durch die Bundesregierung [II], Umweltgutachten 1974. Deutscher Bundestag, Drucksache 7/2802. Bonn 1974, S. 161f.; H. Knüppel, Umweltpolitische Instrumente. Analyse der Bewertungskriterien und Aspekte einer Bewertung. Baden-Baden 1989, S. 74ff.; R. Buttgereit, S. 151ff.; L. Wicke, S. 398ff.; S. Schimmack, Harmonie zwischen den Zielen Umweltschutz und Wirtschaftswachstum durch ein gemeinsames umwelt- und wachstumspolitisches Instrumentarium. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 12 (1989), S. 403ff., hier S. 408f.

36 Vgl. K.-H. Ladeur, Jenseits von Regulierung und Ökonomisierung der Umwelt. Bearbeitung von Ungewißheit durch (selbst-)organisierte Lernfähigkeit – eine Skizze. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 10 (1987), S. 1ff., hier S. 16f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

litischer Instrumente ist die Akzeptanz- und Vollzugsfrage im politisch-bürokratischen System[37]. Die ökologische Effektivität bezieht sich auf die Eignung zur Sicherung der angestrebten Qualität der Umweltmedien.

Der Schutz gefährdeter Güter kann auf dreierlei Art erreicht werden. Erstens können die Wirkungen der Immissionen direkt dadurch beeinflußt werden, daß die Schutzgüter Gesundheit sowie materielles und immaterielles Vermögen durch räumliche Verlagerung den Immissionen entzogen oder bei Verbleib am Standort gegen die Schadwirkungen durch Maßnahmen wie Katastrophenschutz und Ausgleichsmaßnahmen geschützt werden. Zweitens kann über den Einsatz umweltpolitischer Instrumente Einfluß auf die Standortwahl für Behandlungs- und Beseitigungsanlagen genommen werden, indem (ausgehend vom Schutzprofil von Immissionsregionen) die Nutzung bestimmter Flächen verteuert oder ausgeschlossen wird. Drittens kann unmittelbar bei den Emissionen angesetzt werden, um durch deren Reduzierung die Immissionsmengen und -arten zu beeinflussen. Hier ist auch eine regionale Differenzierung umweltpolitischer Maßnahmen möglich[38]. Im Vordergrund der folgenden Überlegungen steht die Emissionsreduzierung. Zu der Schwierigkeit, Schadstoffe und ihre potentiellen Wirkungen zu erkennen, tritt damit noch das Problem, daß die angestrebten Schutzziele möglicherweise nicht erreicht werden, weil entweder in der Lenk- und Steuerungsphase oder in der Umsetzungsphase des Instrumenteneinsatzes Defizite vorhanden sind[39]. Der erste Fall ergibt sich dann, wenn die angenommene Reaktion der Betroffenen auf den Instrumenteneinsatz von der tatsächlichen abweicht. Die zweite Problematik stellt sich, sofern bei den Betroffenen zwar die erwünschte Verhaltensänderung eintritt, das angestrebte Umweltqualitätsziel aber dennoch nicht erreicht wird. Die Ursache der Zielverfehlung ist dann darin zu sehen, daß sich der unterstellte Ursache-Wirkungs-Zusammenhang nicht bewahrheitet hat.

Das Ausmaß der Erfüllung der genannten Bewertungskriterien durch die verschiedenen Instrumente ist zum einen von Kenntnissen über Ursache-Wirkungs-Beziehungen, zum anderen davon abhängig, ob im hier interessierenden Zusammenhang Störfälle oder Daueremissionen aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen instrumentiert werden sollen. Schließlich ist zu berücksichtigen, ob Anlagen noch in Betrieb oder stillgelegt (verfüllte Deponien) sind.

Drei Ansatzpunkte stehen hinsichtlich der Emissionsminderung für den Fall der Abfallbeseitigung und -behandlung zur Verfügung:

- Zurückhaltung von Emissionen in einer Abfallanlage. Über end-of-the-pipe-Technologien werden die verfahrensbedingten (potentiellen) Emissionen durch Rückhaltetechniken (Filter, Abdichtungen) am Verlassen der Anlage gehindert.

---

37 Vgl. zu diesem Aspekt K. Holzinger, Umweltpolitische Instrumente aus der Sicht der staatlichen Bürokratie – Versuch einer Anwendung der „Ökonomischen Theorie der Bürokratie". (Ifo-Studien zur Umweltökonomie, Band 6.) München 1987; H. Bonus [IV], Wirtschaftliches Interesse und Ideologie im Umweltschutz. In: H. Milde und H.G. Monissen (Hrsg.), Rationale Wirtschaftspolitik in komplexen Gesellschaften. Gérard Gäfgen zum 60. Geburtstag. Stuttgart u.a. 1985, S. 359ff.

38 Zur Regionalisierung der Umweltpolitik vgl. P. Klemmer [V], S. 59ff.

39 Vgl. P. Klemmer [V], S. 121ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

- Beeinflussung der Behandlungs- und Beseitigungsverfahren. Hierbei sollen die Emissionen durch technische Verfahren sowohl mengen- als auch gefährdungsmäßig unabhängig vom Input gesteuert werden. Ein Beispiel ist in der Hochtemperaturverbrennung zu sehen, die zu einer weitgehenden Schadstoffzerstörung beitragen kann[40].
- Einflußnahme auf den Input von Verbrennungs- und Pyrolyseanlagen sowie von Deponien. Diese Vorgehensweise kann dann sinnvoll sein, wenn zwischen der Einbringung von Stoffmengen und -arten und der Qualität und Quantität von Emissionen ein kausaler Zusammenhang besteht oder vermutet wird.

Im folgenden sollen zunächst die outputorientierten Instrumente, die zur Minderung von Emissionen beitragen, kurz dargestellt und bewertet werden. Diese können allerdings nur soweit greifen, wie bekannt ist, welche Stoffe aus den Anlagen emittiert werden. Die Unsicherheiten, die aus der Emission unbekannter Stoffe mit nicht ex ante bestimmbaren Schadwirkungen resultieren, können lediglich durch eine Reduzierung der gesamten Emissionsmengen operationalisiert werden. Dies würde letztlich darauf hinauslaufen, das Angebot an Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten durch eine politische Beschlußfassung zu begrenzen[41].

2.1.2.2. Outputorientierte Instrumente

2.1.2.2.1. Ordnungsrechtliche Instrumente

Durch den Einsatz von Ge- und Verboten werden dem Anlagenbetreiber zumindest Emissionsmengen und -arten, vielfach aber auch Verfahrens- und Verhaltensweisen bindend vorgegeben[42]. Unter ökonomischen Gesichtspunkten ist dieses Instrument kritisch zu beurteilen, weil weder eine statische Kosteneffizienz gesichert werden kann noch eine dynamische Anreizwirkung vorliegt. Da mit Ge- und Verboten die Emissionen aus einzelnen Anlagen belegt werden, kommt es, wenn für sämtliche Anlagen, die bestimmte Schadstoffe emittieren, die gleichen Standards gesetzt werden, dazu, daß die unterschiedlichen Kosten, die mit der anlagenspezifischen Anpassung an diese Standards verbunden sind, keine Berücksichtigung finden. Dies hat zur Folge, daß das Umweltqualitätsziel in der Immissionsregion der betrachteten Anlagen nicht auf die volkswirtschaftlich kostengünstigste Art und Weise erreicht wird. Wird versucht, den Einsatz von Ge- und Verboten mit den divergierenden Kostenverläufen der Schadstoffvermeidung bei einzelnen Emissionsquellen zu verknüpfen, stellt sich für die hoheitlichen Organe das Problem, Informationen über die anlagenspezifischen Kostenver-

---

40 Vgl. J. Hahn, S. 15f.

41 In dieser Richtung kann die Absicht in Schleswig-Holstein gedeutet werden, eine geplante Sonderabfallverbrennungsanlage in Brunsbüttel kapazitätsmäßig auf 35.000 t je Jahr zu begrenzen. Vgl. T. Neelsen, Konzept der Sonderabfallentsorgung aus der Sicht der Wirtschaft. „Wasser und Boden", Jg. 1990, S. 727ff., hier S. 730.

42 Vgl. z.B. J. Weimann, S. 185ff.; R. Buttgereit, S. 154ff.; H. Knüppel, S. 49ff.; A. Endres [IV], S. 23ff.; P. Klemmer [IV], S. 136ff. Für den Bereich der Abfallwirtschaft ist in diesem Zusammenhang die TA-Abfall von Bedeutung, in der für Beseitigungs- und Behandlungsanlagen die Ausstattung der Anlagen und Verhaltensweisen der Anlagenbetreiber im Rahmen einer Verwaltungsvorschrift fixiert worden sind. Vgl. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.).

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

läufe zu erhalten[43]. Damit sind aber erhebliche Kosten der Informationsbeschaffung verbunden.

Unabhängig davon, ob anlagenspezifische oder allgemeine Auflagen zur Anwendung kommen, erlaubt der Einsatz dieses Instrumentariums dem Anlagenbetreiber eine kostenlose Nutzung der Umweltmedien durch die Emissionsmengen bis zu den zulässigen Grenzwerten. Dies hat zur Folge, daß den Betreibern von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen das Interesse daran fehlt, umweltsparenden technischen Fortschritt gezielt im Sinne einer Minderung der zugelassenen Emissionsmengen und -arten zu entwickeln und/oder einzusetzen. Aus einzelwirtschaftlicher Sicht ist diese Verhaltensweise deshalb rational, weil dem Anlagenbetreiber einerseits die kollektiven Vorteile einer geringeren Umweltverschmutzung nicht zugute kommen, da er keine Zahlung vom Kollektiv erhält. Andererseits kann er auch keine Minderung seiner eigenen Kosten für die Inanspruchnahme der Umweltmedien erreichen, da er diese ohnehin zum Nulltarif nutzen kann. Umweltsparender technischer Fortschritt wird unter diesen Umständen nur zufällig als Nebeneffekt anderer kostensenkender Innovationen realisiert.

In der Praxis wird zur Forcierung technischen Fortschritts deshalb das Instrumentarium der Auflagenpolitik vielfach mit der Vorgabe verknüpft, bezüglich der Emissionsvermeidung den „Stand der Technik" zu realisieren[44]. Durch den Rückgriff auf diesen relativ vagen Begriff wird es in Grenzen möglich, die Dynamik der Technik und die Statik des Rechts miteinander zu verknüpfen. Um Rechtssicherheit zu schaffen, sollten in der Rechtsordnung grundsätzlich nur Regeln aufgestellt werden, die im voraus bestimmt oder zumindest bestimmbar sind. Daher ist die Rechtsordnung aber nur bedingt in der Lage, der wissenschaftlich-technischen Entwicklung zu folgen. Aus diesem Grunde wird in den Regeln auf die Angabe einer konkreten Beschaffenheit verzichtet, vielmehr kommt nur eine Generalklausel zur Anwendung. Im Gesetz werden lediglich die Regelungsziele verbindlich festgelegt, während hinsichtlich der Mittel auf generalklauselartige Standards, wie den „Stand der Technik", Bezug genommen wird[45]. Damit ergibt sich für die hoheitlichen Organe ein Dilemma: Sie sind gezwungen, sich Informationen über den Stand der Technik zu beschaffen, wobei sie auf eine Nutzung des dezentral verteilten Wissens, das beispielsweise bei den Behandlungs- und Beseitigungsunternehmen vorhanden ist, angewiesen sind. Den Unternehmen fehlt aber ihrerseits jeglicher Anreiz, diese Informationen preiszuge-

---

43 Vgl. J. Weimann, S. 188ff.; D. Cansier [II], Steuer und Umwelt: Zur Effizienz von Emissionsabgaben. In: K.-H. Hansmeyer (Hrsg.), Staatsfinanzierung im Wandel. (Schriften des Vereins für Socialpolitik, N.F. Band 134.) Berlin 1983, S. 765ff., hier S. 766.

44 Unter Stand der Technik ist dabei „der Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen oder Betriebsweisen, der die praktische Eignung einer Maßnahme für eine umweltverträgliche Abfallentsorgung gesichert erscheinen läßt", zu verstehen. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), S. 2. Technische Vorgaben können sich ebenfalls auf den Stand von Wissenschaft und Technik und allgemein anerkannte Regeln der Technik beziehen. Vgl. zu den unterschiedlichen Begriffen R. Breuer, Stand der Technik. In: O. Kimminich u.a. (Hrsg.), Handwörterbuch des Umweltrechts, II. Band. Berlin 1988, Sp. 383ff., hier Sp. 385ff.; A. Endres [VII], Der „Stand der Technik" in der Umweltpolitik. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 17 (1988), S. 83f.

45 Vgl. F. Nicklisch [III], Der rechtliche Rahmen für Nutzung und Sicherheit technischer Systeme. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 116ff., hier S. 119f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ben[46]. Die hier auftretenden Defizite bezüglich der Realisierung technischen Fortschritts sind nicht allein für die Senkung der Emissionsmengen, sondern auch für die Kosten der Einhaltung zulässiger Emissionsmengen relevant. Das ergibt sich aus dem Umstand, daß den Emittenten auch Anreize genommen werden, gegebene Emissionsstandards kostengünstiger zu erreichen. Sie müssen befürchten, daß die Realisierung von Kostensenkungen zu einer Verschärfung der gesetzlichen Regelungen führt[47]. Technischer Fortschritt wird somit erst dann realisiert, wenn die damit verbundenen Kostenvorteile höher sind als die erwarteten Kostennachteile aufgrund verschärfter Emissionsauflagen.

Diesen Nachteilen der Auflagenpolitik stehen an Vorteilen einerseits die schnelle Erreichbarkeit der ökologischen Qualitätsziele und andererseits die kurzfristige Einsatzmöglichkeit aufgrund der Vertrautheit der Vollzugsbehörden mit diesem Instrumentarium gegenüber. Unterstellt man einen gesicherten Vollzug der Ge- und Verbote, so kann die erwünschte Wirkung dennoch, wie bei anderen Instrumenten auch, nur dann erzielt werden, wenn die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zwischen Emission und Schaden korrekt erkannt worden sind. Defizite in der Lenk- und Steuerungsphase können dagegen nicht auftreten.

Das auflagenpolitische Instrumentarium ist somit unter ökonomischem Blickwinkel insgesamt weitgehend negativ zu beurteilen, da die ökonomischen Anreizwirkungen nur sehr begrenzt zur Geltung kommen und das Ziel der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz eher verfehlt wird. Sinn macht die Anwendung allerdings dann, wenn die Emission bestimmter Stoffe vollständig unterbunden werden soll, da die damit verbundenen Schäden als prohibitiv angesehen werden[48]. Hier werden die Fragen der dynamischen und der statischen Effizienz irrelevant.

Unter dynamischen Aspekten ist des weiteren interessant, daß die Unwissenheit hoheitlicher Organe oder Irrtümer ihrerseits über die Grenzvermeidungs- und Grenzschadenskosten keine dezentralen Anreize mit sich bringen, die in Richtung auf eine Korrektur von ökonomisch ineffizienten Ge- und Verboten zielen. Werden beispielsweise die Grenzschadenskosten der Emission zu hoch geschätzt, so führen die Auflagen dazu, daß die Reduktion der Emissionen zu hoch ausfällt. Werden sie zu niedrig angesetzt, wird zuviel an Emissionen freigesetzt. Selbst wenn auf dezentraler Ebene ein Wissen dahingehend besteht, daß hoheitliche Irrtümer vorliegen, existiert kein Anreiz für eine Korrektur.

2.1.2.2.2. Abgaben

Über das Instrument der Abgaben werden die Emissionen von Schadstoffen mit einer Zahlung belegt, die im hier interessierenden Zusammenhang je Emissionseinheit zu

46 Bonus spricht in diesem Zusammenhang vom „Schweigekartell der Oberingenieure"; H. Bonus [II], S. 355, und H. Bonus [III], S. 356.
47 Vgl. J. Weimann, S. 192.
48 Vgl. H. Bonus [III], S. 345.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zahlen ist[49]. Im theoretischen Idealfall der sog. Pigou-Steuer würde die Abgabe die Höhe annehmen, die das Ausmaß der externalisierten Kosten repräsentiert. Der Anlagenbetreiber erhielte so einen Anreiz, das Emissionsniveau der mit einer Abgabe belasteten Stoffe soweit zu reduzieren, bis die Grenzvermeidungskosten der Höhe der Abgabenzahlung entsprechen[50]. Im Gegensatz zu Auflagen, die diesseits der angestrebten Grenzwerte eine Emission zum Nulltarif ermöglichen, wäre hier für die verbleibenden Emissionen die Abgabe zu zahlen. Voraussetzung für eine effiziente Abgabenlösung ist allerdings, daß die Schäden der Emission erkannt und diese monetär bewertet werden können. Dies bringt unüberwindbare Schwierigkeiten mit sich[51], da neben der Vielzahl der zu erfassenden Schäden und deren Bewertung auch davon auszugehen ist, daß den Geschädigten der Anreiz fehlt, ihren Schaden wahrheitsgemäß zu nennen. Deshalb wird alternativ auf eine second-best-Lösung zurückgegriffen, den sogenannten Standard-Preis-Ansatz[52]. Hier werden politisch Grenzwerte gesetzt, deren Einhaltung über Abgaben gewährleistet werden soll. Während also mit der Pigou-Steuer Pareto-Effizienz angestrebt wird, ist das Ziel des Standard-Preis-Ansatzes nur noch die Erreichung von Kosteneffizienz.

Dieses Ziel wird unter statischen Bedingungen derart erreicht, daß der einzelne Schadstoffemittent gemäß seinem individuellen Optimierungskalkül darüber entscheiden kann, ob er weiter Schadstoffe emittiert und die Abgabe zahlt oder ob er emissionsreduzierende Maßnahmen durchführt. Das Emissionsminderungsziel (der Standard) wird so, falls die Abgabe die richtige Höhe hat, zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten realisiert. Dies ergibt sich daraus, daß die Emittenten mit hohen Grenzvermeidungskosten die Abgabe zahlen werden, während diejenigen mit relativ geringen Grenzkosten der Vermeidung sich tendenziell für eine schadstoffsenkende Vorgehensweise entscheiden werden. Im Gegensatz zu Auflagen geht von Abgaben auch eine dynamische Anreizwirkung dahingehend aus, umweltsparenden technischen Fortschritt zu verwirklichen, da die Abgabe einen Preis für die Restnutzung der Umwelt darstellt. Dabei ist unter Restnutzung die Emissionsmenge zu verstehen, die verbleibt, wenn durch Vermeidungsmaßnahmen eine kostenoptimale Anpassung an die alternativ zu zahlende Abgabe erfolgt ist. Während bei der Setzung von Ge- und Verboten die technische Entwicklung, sieht man einmal vom Interesse der umweltschutzgüterproduzierenden Industrie ab, durch hoheitliche Organe vorangetrieben werden muß, besteht bei Auferlegung einer Abgabe ein Eigeninteresse des Emittenten an Entwicklung und Einsatz umweltschonenden technischen Fortschritts.

Neben der Belastung von gas- und staubförmigen Emissionen aus Verbrennungsanlagen können auch Emissionen aus Deponien, insbesondere Sickerwässer, mit einer

---

49 Vgl. J. Weimann, S. 109ff.; R. Buttgereit, S. 173ff.; H. Knüppel, S. 40ff.; A. Endres [IV], S. 25ff.; P. Klemmer [IV], S. 142ff.

50 Vgl. zur Pigou-Steuer A. Endres [IV], S. 26ff.; J. Weimann, S. 110ff.; K.-H. Hansmeyer, Abgaben und steuerliche Instrumente der Umweltpolitik – Wirkungsweise, Erfahrungen, Möglichkeiten. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 10 (1987), S. 251ff., hier S. 253.

51 Vgl. J. Weimann, S. 111f.

52 Vgl. dazu W.J. Baumol und W.E. Oates, Die Verwendung von Standards und Preisen zum Schutze der Umwelt. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 254ff.; J. Weimann, S. 136ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abgabe belegt werden[53]. Der Betreiber der Anlage hätte hier die Möglichkeit, durch Einflußnahme auf die Niederschlagswassermenge, die in den Deponiekörper eindringt, den Flüssigkeitsgehalt der abgelagerten Abfälle und die Art der beseitigten Abfälle die Menge und Qualität des Sickerwassers zu beeinflussen. Welche Vorgehensweise er wählt, würde sich aus einem individuellen Kostenoptimierungskalkül ergeben. In ähnlicher Weise könnte der Betreiber einer Verbrennungsanlage, bei der bestimmte staub- und gasförmige Emissionen mit einer Abgabe belegt sind, durch Variation der Art der angenommenen Abfälle, der Verbrennungstechnologie und der Emissionsminderungstechnik die Abgabenzahllast beeinflussen.

Den Vorteilen einer Abgabe stehen allerdings verschiedene Nachteile gegenüber. Eine Schwierigkeit liegt in der Bestimmung der Abgabenhöhe, über deren Festlegung ein bestimmter Standard erreicht werden soll. Bei einem zu niedrigen Abgabensatz wird das ökologische Qualitätsziel unterschritten, bei einem zu hohen wird es überschritten. Dies macht über Variationen der Abgabensätze ein langsames Herantasten an die korrekte Höhe erforderlich[54]. Neben das mögliche Defizit in der Umsetzungsphase, das auch bei Ge- und Verboten relevant ist, treten hier somit Probleme in der Lenk- und Steuerungsphase des Instrumenteneinsatzes. Die voraussichtlich erforderliche häufige Änderung der Abgabensätze wird mit erheblichen politisch-bürokratischen Widerständen verbunden sein, vor allem dann, wenn der Abgabensatz zunächst zu gering war. In diesem Fall besteht zwar, da für die nicht verminderte Emission Abgaben zu zahlen sind, ein Anreiz zur Entwicklung und zum Einsatz emissionsmindernden technischen Fortschritts. Ob dieser aber längerfristig bei einer zu geringen Abgabenhöhe ausreichen wird, aus dem Eigeninteresse der Emittenten heraus den angestrebten Standard zu verwirklichen, ist fraglich. Weitere Probleme ergeben sich bei der Bestimmung der individuellen Zahllast, da hier eine technische Erfassung der tatsächlichen Emissionen notwendig wird. Die damit verbundenen Kontrollkosten sind vom hier realisierten Stand der Technik abhängig[55].

Das erzielte Abgabenaufkommen kann in den allgemeinen Staatshaushalt fließen oder über eine Zweckbindung bestimmten Verwendungsmöglichkeiten zukommen[56]. Die Finanzmittel können, soweit sie zweckgebunden eingesetzt werden, u.a. für ökologische Ziele oder für Umverteilungsmaßnahmen verwendet werden. Hier kann daran gedacht werden, den durch die verbleibende Umweltbelastung Geschädigten eine Kompensation zukommen zu lassen, die als öffentlich-rechtlicher Ersatz für private Verhandlungen zwischen Schädigern und Geschädigten angesehen werden kann[57].

---

53 Eine Abwasserabgabe für Deponiesickerwässer wird in der Bundesrepublik auf der Grundlage des Abwasserabgabengesetzes (AbwAG) erhoben. Vgl. dazu R. Wedekind, Neue Abwasserabgabe für Deponiesickerwässer „Auslegungsschwierigkeiten". „Müll und Abfall", Jg. 22 (1990), S. 379ff.

54 Vgl. D. Cansier [II], S. 770f.

55 Vgl. D. Cansier [II], S. 768f. Zur speziellen Problematik der Bestimmung der Abgabenhöhe bei Deponiesickerwässern vgl. R. Wedekind, S. 380f. Schwierigkeiten ergeben sich hier etwa dahingehend, welche Flüssigkeiten der Abgabepflicht zu unterwerfen sind und ob die Flüssigkeitsmenge über einen Bescheid oder über eine Schätzung bestimmt werden soll.

56 Vgl. zur Zweckbindung z.B. B. Diekmann, Zweckbindung von Umweltabgaben? „Wirtschaftsdienst", Jg. 70 (1990), S. 457ff.; P. Klemmer [VI], Sondervermögen „Arbeit und Umwelt", Eine kritische Würdigung. „Wirtschaftsdienst", Jg. 65 (1985), S. 559ff., hier S. 563.

57 Vgl. R. Osterkamp und W. Schneider, Zur Umweltökonomik: Einführung und Überblick. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 5ff., hier S. 20.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Auf die damit verbundenen Schadenserfassungs- und -bewertungsprobleme wurde bereits weiter oben hingewiesen[58].

Schließlich ist darauf hinzuweisen, daß, soweit die Auslastung von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen konjunkturabhängig ist, das Emissionsniveau im Zeitablauf schwankt. In der Rezession übersteuert eine Abgabe, im Boom untersteuert sie, da im ersten Fall bei niedrigeren Emissionsmengen geringere Abgabensätze das ökologische Ziel realisieren könnten und im zweiten Fall die Kosten steigender Emissionsmengen leichter im Preis überwälzt werden können. Eine zu starke Inanspruchnahme der Umweltmedien ist auch im Rahmen von Inflationsprozessen zu erwarten[59].

2.1.2.2.3. Lizenzen

Eine weitere Möglichkeit zur Instrumentierung umweltpolitischer Maßnahmen liefern Lizenzmodelle. Hier werden für eine bestimmte Region (z.B. einen Luftraum oder ein Wassereinzugsgebiet) ökologische Qualitätsziele festgelegt. Die Einhaltung dieser Ziele soll durch die Vergabe von Emissionslizenzen sichergestellt werden, die dem Inhaber das Recht gewähren, Schadstoffe gemäß der in der Lizenz bestimmten Art und Menge in das betreffende Umweltmedium abzugeben[60]. Die Umweltnutzungsrechte sind hier nicht wie bei Abgaben und Ge- und Verboten dem Staat, sondern privaten Wirtschaftseinheiten zugeordnet[61]. Ob die Zuordnung an den Emittenten oder die potentiell Geschädigten erfolgt, ist unter Effizienzgesichtspunkten unbedeutend. Zu beachten sind allerdings Verteilungswirkungen. Dabei darf die Zuteilung nicht zu kleinräumig erfolgen, da in der Regel die Überwachungstechnologien nicht in erforderlichem Umfang ausgereift sein werden, so daß die Transaktionskosten für die Kontrolle sehr hoch ausfallen werden. Bei einer zu feinen Spezifizierung würden sich die gleichen Probleme ergeben wie bei der Installation von individuellen Eigentumsrechten. Die Zuordnung muß somit auf größere Regionen ausgedehnt werden, wobei sich, da nun nicht mehr einzelne Wirtschaftssubjekte die Verfügungsrechte halten, die Frage nach dem Eigentümer stellt[62].

Das ökologische Effizienzziel wird, soweit keine Vollzugs- und Kontrollprobleme auftreten und die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Emission und Schaden richtig erkannt wurden[63], in jedem Fall erreicht, da die maximale Emissionsmenge im Gegensatz zur Abgabenlösung wie im Rahmen der Auflagenpolitik fixiert ist. Der Vorteil gegenüber den Ge- und Verboten liegt einerseits in der Fungibilität der

58 Vgl. die Ausführungen im zweiten und im vierten Kapitel.
59 Vgl. H. Bonus [II], S. 358f.; H. Bonus [III], S. 347.
60 Vgl. H. Bonus [III], S. 349ff.; J. Weimann, S. 157ff.; R. Buttgereit, S. 163ff.; A. Endres [IV], S. 33ff.; H. Knüppel, S. 58ff.; P. Klemmer [IV], S. 146f.
61 Vgl. V. Nienhaus [I], S. 269.
62 Vgl. V. Nienhaus [I], S. 270f.
63 Zur Effizienz umweltpolitischer Instrumente bei Unsicherheiten über Schadensfunktionen und Vermeidungskosten vgl. D. Cansier [III], Öffentliche Finanzen im Dienst der Umweltpolitik. Neuere theoretische Ansätze. In: K. Schmidt (Hrsg.), S. 11ff., besonders S. 22ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Emissionsrechte[64], andererseits in der finanziellen Belastung des Emittenten auch für die Restemissionen. Diese Kosten entstehen in der Form von Opportunitätskosten, da der Emittent alternativ zum Halten der Lizenzen diese veräußern könnte. Dazu wird er bereit sein, solange ihn Emissionsminderungsmaßnahmen weniger kosten, als er am Markt für die von ihm nicht benötigten Lizenzen erzielen kann. Durch die Vergabe von Lizenzen ist die statische ökonomische Effizienz gewährleistet, da lediglich diejenigen solche Emissionsrechte halten werden, die Emissionen nur zu relativ hohen Kosten reduzieren oder vermeiden können. Die dynamische ökonomische Effizienz wird dadurch sichergestellt, daß für die Halter von Lizenzen aufgrund der damit verbundenen Opportunitätskosten Anreize zur Nutzung und Entwicklung emissionsreduzierender Neuerungen bestehen.

Schwierigkeiten ergeben sich grundsätzlich im politischen Raum, weil ein völlig neuartiges Instrument eingesetzt werden muß, das die politisch-bürokratische Ebene mit Umstrukturierungsnotwendigkeiten konfrontieren würde. Insofern ist dort mit einem Vollzugsdefizit zu rechnen. Weitere Probleme, die auch theoretischer Natur sind, liegen in dem Verfahren der Erstvergabe der Lizenzen[65], wettbewerblichen Konsequenzen[66] und der Frage der Regionalisierung[67]. Im Gegensatz zu Abgaben besteht bei Lizenzen ebenso wie bei Ge- und Verboten kein Anreiz, das Emissionsniveau in einer Region zu senken. Hier wäre es denkbar, die Lizenzen gemäß eines bekannt gemachten Zeitplanes abzuwerten[68]. Zertifikate haben allerdings im Gegensatz zu Abgaben den weiteren Vorteil, daß das ökologische Ziel unabhängig von Auslastungsgraden und Inflationsraten erreicht wird. Zudem verbleiben (abgesehen evtl. von der Erstausgabe) die Finanzmittel, die für die Nutzung der Umweltmedien aufgebracht werden müssen, im privaten Sektor[69].

Voraussetzung für die Installation eines Lizenzmarktes ist, daß in einer Immissionsregion mehrere Emittenten von gleichen oder als gleichwertig angesehenen Schadstoffen vorhanden sind oder sich niederlassen könnten, bei denen die Voraussetzungen für eine Lizenzierung gegeben sind, so daß es zu einem Tausch kommen kann. Inwieweit

---

64 In eine ähnliche Richtung gehen Flexibilisierungen des Ordnungsrechts dahingehend, daß staatliche Auflagen nicht unbedingt an einer genehmigten Emissionsstelle umgesetzt werden müssen, sondern nur innerhalb eines Immissionsbereiches. Vgl. R. Buttgereit, S. 158ff.; J. Weimann, S. 175ff.; E. Gawel und M. v. Mark.

65 Bonus spricht sich im Rahmen der Erstvergabe für das Grandfathering-Verfahren aus. Dabei werden verbriefte Emissionsrechte an die bisherigen Emittenten (in genehmigten Anlagen) in dem ihren bisherigen Emissionsmengen entsprechenden Umfang vergeben; vgl. H. Bonus [III], S. 350ff. Andere Möglichkeiten wären Versteigerungen oder der Verkauf zu einem hoheitlich bestimmten Festpreis; vgl. J. Weimann, S. 160ff.

66 Wettbewerbliche Konsequenzen können sich durch den Aufkauf von Lizenzen zur Ausschaltung von Konkurrenten ergeben. Vgl. A. Schüller, Gründe für eine Fortentwicklung der Emissionsrechtelösung. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 78ff., hier S. 80f.; H. Bonus [III], S. 354f.

67 Die Schwierigkeiten bezüglich der Regionalisierung entstehen einerseits dadurch, daß ein relativ großer Markt vorhanden sein muß, auf dem ein Handel mit Emissionsrechten stattfinden kann, andererseits, da aus ökologischen Erwägungen heraus der Zusammenhang zwischen Emission und Immission beachtet werden muß; vgl. J. Weimann, S. 164ff. Vgl. allgemein zum Regionalisierungsproblem in der Umweltpolitik P. Klemmer [V], S. 61ff.

68 Vgl. H. Bonus [III], S. 356.

69 Vgl. H. Bonus [II], S. 358f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abfallbeseitigungs- und -behandlungsanlagen Schadstoffe emittieren, die auch aus anderen Quellen ausgestoßen werden, müßte für die praktische Anwendung (kleinräumig) empirisch überprüft werden[70].

2.1.2.2.4. Möglichkeiten und Defizite des Einsatzes outputorientierter Instrumente

Ziel des Einsatzes der outputorientierten umweltpolitischen Instrumente ist die Sicherung von kollektiv akzeptierten oder in einem kollektiv akzeptierten Verfahren festgelegten Grenzwerten, um die Schäden an Gesundheit, materiellen und immateriellen Schutzgütern zu reduzieren. Zu diesem Zweck sind die vorgenannten Instrumente zuzüglich des Haftungsrechtes in unterschiedlichem Ausmaß geeignet. In der Praxis wird daher in der Regel ein Verbund von Instrumenten zur Anwendung kommen[71]. Dabei ist zwischen sicheren und unsicheren Schäden aus Daueremissionen und Emissionen aufgrund von Störfällen sowie den Kosten durch Emissionen, die während des Anlagebetriebes auftreten, und denen, die nach Abschluß des Betriebes anfallen, zu unterscheiden[72]. Im letztgenannten Fall sind vor allem Sickerwasseremissionen, Entgasungen, bauliche Unterhaltung und möglicherweise notwendig werdende Sanierungsmaßnahmen bei Deponien und Schadensersatzzahlungen von Relevanz[73]. Mit Abgaben, Lizenzen und Auflagen können in der Regel nur sichere Schäden beeinflußt werden, während für unsichere Schäden das Instrument der Haftung besser geeignet ist.

Emissionen aus dem Normalbetrieb einer Abfallanlage mit sicheren Schadwirkungen könnten grundsätzlich über Abgaben und Lizenzen gesteuert werden. Dabei ist der Einsatz von Lizenzen dann vorzuziehen, wenn die Einhaltung von ökologischen Restriktionen als dringlich angesehen wird[74]. Für den Anlagenbetreiber entstünden so Anreize, die mit einer Abgabe belegten bzw. über Lizenzen gehandelten Emissionen durch technisch-organisatorische Maßnahmen zu reduzieren. So ist es beispielsweise denkbar, daß, um den Sickerwasseranfall aus Deponien zu verringern, der Einbaubereich mit einer mobilen Abdeckung versehen wird[75]. Der alleinige Einsatz dieser Instrumente wird aber im allgemeinen nicht ausreichen, um die angestrebten umweltpolitischen Ziele effizient zu realisieren. Abgesehen von Kontrollproblemen dahingehend, daß nur Emissionen entsprechend der gehaltenen Lizenzmengen und der

---

70 Zur Bedeutung der Emission von anorganischen Gasen und Staub aus Hausmüllverbrennungsanlagen in Relation zu anderen Quellen vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 524, Tab. 6.2.7.

71 Vgl. H. Siebert [I], S. 130f.; M. Kloepfer [I], S. 254; M. Kloepfer [II], Zur rechtsstaatlichen Problematik ökonomischer Instrumente im Umweltschutz. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 2 (1989), S. 355ff., hier S. 360.

72 Vgl. D. Hecht, S. 210ff.

73 Vgl. W. Schenkel und M. Jakobs-Taake, Ökonomische Instrumente in der Abfallwirtschaft. In: W. Schenkel und K.J. Thomé-Kozmienski, Konzepte in der Abfallwirtschaft. Band 3, Berlin 1990, S. 1ff., hier S. 10f. Über den Zeitraum, in dem es noch zu Sickerwasser- und Gasemissionen kommen kann, werden unterschiedliche Angaben gemacht; vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 456ff. Schenkel und Jakobs-Taake setzen für die o.g. Maßnahmen einen Zeitraum von 50 Jahren an; vgl. W. Schenkel und M. Jakobs-Taake, S. 10.

74 Vgl. H. Bonus [III], S. 355.

75 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 478 und S. 481.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gezahlten Abgaben erfolgen, stellen sich auch verschiedene theoretische Probleme. Die Bindung der Emissionserlaubnis an Lizenzen ist nur dann sinnvoll, wenn gleiche Stoffe von verschiedenen Emittenten ausgestoßen werden oder eine Verrechnungsmöglichkeit für unterschiedliche Stoffe existiert, die einen Tausch der Rechte innerhalb der Gruppe der betroffenen Emittenten ermöglicht. Zudem ist es notwendig, daß konkurrierende Schadstoffemittenten eine Struktur aufweisen, die auch bei ihnen eine Lizenzierung der Emissionen ermöglicht[76]. Kann ein Tausch von Lizenzen stattfinden, ist zu berücksichtigen, daß die Wirkung von gleichen Stoffemissionen an unterschiedlichen Emissionsorten verschiedenartige Belastungen mit sich bringen kann[77]. In diesem Fall muß eine regionale Maximalkonzentration festgelegt werden, um das Entstehen von „hot spots" zu verhindern[78]. Sofern kein Tausch möglich ist, wirkt die Zuteilung einer Lizenz wie eine Auflage.

Ebenso wie durch Lizenzen kann durch die Erhebung von Abgaben ein Anreiz gesetzt werden, die Emissionen bestimmter Schadstoffe zu reduzieren. Im Zusammenhang mit der Abgabenbelastung von Emissionen aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen sind diesem Instrument aber durch die Vielzahl der emittierten Stoffe Grenzen gesetzt. Zudem stellt sich das Problem der Messung der Emissionsmengen, da davon die Höhe der zu zahlenden Beträge abhängig ist[79]. Abgaben können letztlich nur dann als alleiniges Instrument eingesetzt werden, wenn in Kauf genommen werden kann, daß das angestrebte Umweltqualitätsziel erst im Laufe einer zunächst unbestimmten Frist erreicht wird.

Sowohl Lizenzen als auch Abgaben[80] sind unter diesem Gesichtspunkt durch die Auferlegung von Auflagen ergänzungsbedürftig. Diesen kommt vor allem die Funktion zu, Mindeststandards zu sichern und die Emission von besonders gefährlichen Stoffen vollständig zu unterbinden.

Unter Verteilungsgesichtspunkten ist eine Schwierigkeit der Lizenz-, Auflagen- und Abgabenlösung darin zu sehen, daß zunächst keine Entschädigung der möglicherweise Betroffenen erfolgt. Während bei Lizenzen und Abgaben das Lizenzentgelt einer Erstvergabe bzw. die Abgabe an hoheitliche Organe fließt, wird bei der Anwendung von Auflagen in der Regel kein Einkommen erzielt, da die – dann eingeschränkte – Nutzung der Umweltmedien kostenlos erfolgt. Dies kann allerdings auch so interpretiert werden, daß die verbleibende Restverschmutzungsmenge als schadlos angesehen wird, was aber ökonomischen Optimierungskalkülen widersprechen würde. Bezüglich des Abgaben- und Lizenzaufkommens könnte dem Ausgleichsanliegen durch eine Kompensation der Geschädigten Rechnung getragen werden.

---

76 Dabei ist z.B. daran zu denken, daß die Emittenten eine bestimmte Mindestgröße aufweisen müssen, damit eine Lizenzierung erfolgreich betrieben werden kann und keine zu starke Zersplitterung der Lizenzen in den Händen einer Vielzahl von Kleinemittenten zu erwarten ist.

77 Vgl. E. Gawel und M. v. Mark, S. 57ff.

78 Unter hot spots versteht man übermäßige lokale Schadstoffkonzentrationen. Vgl. J. Weimann, S. 164; H. Bonus [III], S. 344 und S. 353.

79 Vgl. R. Wedekind, S. 380f.

80 Zur Beurteilung eines kombinierten Einsatzes von Lizenzen und Abgaben vgl. E. Gawel, Gemischte Lenkungsstrategien auf Zertifikatmärkten für Umweltgüter. Ein Modell kombinativen Einsatzes von handelbaren Emissionsrechten und Abgaben. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 14 (1991), S. 279ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Wie bereits dargestellt, wird die Frage, ob auch die Emissionen aus dem genehmigten Normalbetrieb einer Anlage einer Haftung unterzogen werden sollten, kontrovers beurteilt[81]. Für die Einbeziehung des Normalbetriebes spricht, daß durch eine Gefährdungshaftung die Einräumung von Nutzungsrechten an risikobehafteten technischen Systemen de facto entgolten werden kann. Damit sind vor allem die Risiken angesprochen, die trotz des Einsatzes bekannter Sicherheitsvorkehrungen nicht vorhersehbar und aus diesem Grunde auch nicht abwendbar waren. Um eine Versicherungsmöglichkeit zu eröffnen, sind aber Haftungshöchstgrenzen in Erwägung zu ziehen[82].

Sollten Stoffe emittiert werden, die zu Schäden führen, die nicht mehr einem Emittenten zugerechnet werden können, könnte die Einrichtung eines Fonds dienlich sein, der aus den Beiträgen potentieller Umweltschädiger finanziert wird. Aus den Finanzmitteln könnten dann Haftungsansprüche ausgeglichen werden, die sonst wegen der Unmöglichkeit einer Aufklärung der Verantwortung unkompensiert blieben[83]. Eine Effizienzverbesserung entstünde möglicherweise insoweit, als ansonsten eine Vielzahl von Schäden weiterhin durch die Sozialversicherungsträger abgewickelt würde[84]. Die Fonds könnten nach den Umweltmedien Wasser, Boden und Luft untergliedert und dezentral ausgerichtet sein[85]. Der finanzielle Beitrag der einzelnen Emittenten wäre dann in Abhängigkeit vom individuell geschätzten Schadensbeitrag zu erheben[86]. Ansprüche könnten dann bei einem „wahrscheinlichen" Umweltschaden geltend gemacht werden[87].

Faßt man die Ausführungen zusammen, dann bietet sich für den Normalbetrieb einer Anlage die Setzung von Mindeststandards an, die für sichere Schäden durch Abgaben und Lizenzen ergänzt werden, für unsichere Schäden durch ein Haftungsregime[88]. Dessen Installation hat zudem den Vorteil, daß der Anlagenbetreiber Anreize erhält, künftige Schäden zu antizipieren. Bei Ge- und Verboten, Abgaben sowie Lizenzen können sich die Emittenten dagegen stets darauf berufen, die bestehenden Regulierungen eingehalten zu haben, während eine Anpassung dieser Instrumente an neuerkannte Schadenspotentiale Zeit benötigt[89].

Im Zusammenhang mit der Instrumentierung ist zu beachten, daß es nicht zu einer instrumentellen Belastungskumulation der Emittenten dergestalt kommen darf, daß

---

81 Vgl. Abschnitt 3 im vierten Kapitel.
82 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 248f.; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 291.
83 Vgl. J.W. Gerlach, S. 365.
84 Vgl. J.W. Gerlach, S. 364.
85 Vgl. J.W. Gerlach, S. 368f.
86 Vgl. J.W. Gerlach, S. 376f.
87 Vgl. J.W. Gerlach, S. 373. In Japan existiert ein Entschädigungssystem, in dem über Umweltabgaben gesetzlich festgelegte Gesundheitsbeeinträchtigungen in Abhängigkeit von der Schwere des Schadens kompensiert werden. Für die Anerkennung reicht ein epidemiologischer Plausibilitätsnachweis aus. Vgl. dazu H. Weidner, Staatlich geregeltes Entschädigungssystem: Schwefelabgaben für Umweltverschmutzungsopfer. In: S. Tsuru und H. Weidner (Hrsg.), Ein Modell für uns: Die Erfolge der japanischen Umweltpolitik. Köln 1985, S. 114ff.
88 Die Kombination von Auflagen und Haftung ist aus dem Grunde sinnvoll, weil es so aufgrund der verminderten Heterogenität der Anlagen für die Versicherungen leichter wird, Schadenswahrscheinlichkeiten abzuschätzen; vgl. E. Feess-Dörr, G. Prätorius und U. Steger [I], S. 115.
89 Vgl. H. Siebert [I], S. 124.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gleiche Umweltqualitätsziele mit verschiedenen Instrumenten erreicht werden sollen, die ohne vorherige Abstimmung eingesetzt werden, oder daß entgegengesetzte Ziele mit unterschiedlichen Instrumenten zeitgleich realisiert werden sollen[90].

Störfälle können letztlich nur durch die Haftung abgedeckt werden[91]. Abgaben- und Lizenzlösungen sind für diesen Fall ungeeignet, da das Emissionsausmaß unbekannt und eine Messung kaum möglich ist. Der Auflagenpolitik kommt insofern eine Bedeutung zu, als über Vorschriften hinsichtlich der technisch-organisatorischen Ausgestaltung und des Betriebes von Anlagen Einfluß auf die Eintrittswahrscheinlichkeit und die Höhe eines Schadens genommen werden kann. Diese Einflußnahme ist insofern sinnvoll, als es auch im Rahmen von Störfällen zu Schäden kommen kann, die monetär nicht kompensiert werden können. Eine Akzeptanz des trotz der Auflagenpolitik verbleibenden, monetär nicht kompensierbaren Restrisikos ist letztlich nur über einen gesellschaftlichen Konsens begründbar. Allerdings ist zu fragen, welche Möglichkeiten hoheitlichen Organen zur Verfügung stehen, Informationen über potentielle Störfälle ex ante zu berücksichtigen. Vielfach dürfte eine spezifische Regulierung kaum möglich sein[92]. Zumindest bezüglich der monetär kompensierbaren Schäden wird durch die Haftung ein Anreiz für Anlagenbetreiber und Versicherer gesetzt, sich Gedanken über mögliche Störfallursachen und -wirkungen zu machen. Hier werden dann zum Teil auch Auflagen durch die Versicherer ausgesprochen werden[93]. Bezüglich der finanziell ausgleichbaren Schäden im Zuge eines Störfalls kann sich die Aufgabe hoheitlicher Organe darauf beschränken, die Zahlungsfähigkeit der Schädiger im Schadensfall zu überprüfen.

Bei Deponien sind auch Emissionen nach abgeschlossener Verfüllung der Anlage zu erwarten[94]. Diese resultieren zum einen aus dem normalen Sickerwasser- und Gasanfall, zum anderen aus möglichen Störfällen durch Versagen der Deponieabdichtungssysteme. Die anfallenden Kosten sind unter Effizienzgesichtspunkten von denjenigen zu tragen, die die Abfälle in die Deponie eingebracht haben. Bezüglich der Ansammlung von Finanzmitteln zur Deckung von Kosten aus dem Anfall von Daueremissionen und Störfällen aus nicht mehr betriebenen Anlagen wird in der Regel die Anwendung staatlichen Zwangs erforderlich sein, da hier ein intergenerationelles Kostenverlagerungspotential besteht, dessen Realisierung durchaus auf rationalem Verhalten der heutigen Generation beruht[95].

Zunächst sind für die Finanzierung der Überwachung von Daueremissionen und Abgaben- bzw. Lizenzzahlungen während des Anlagenbetriebes Rücklagen aufzubauen, die ihrer Höhe nach geschätzt und nach Schließung der Anlage abgebaut werden. Risiken aufgrund von Störfällen wären ebenfalls über Rücklagen oder, alternativ, über

---

90 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 254; M. Kloepfer [II], S. 360.
91 Vgl. M. Kloepfer [I], S. 246; H. Siebert [I], S. 128f.
92 Vgl. H. Siebert [I], S. 129.
93 Vgl. Holm, K., Der Unfall bei Sandoz. Überlegungen zur Anwendbarkeit umweltpolitischer Instrumente bei Umweltrisiken. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", Jg. 16 (1987), S. 349f., hier S. 350; N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 274.
94 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 477f.
95 Vgl. H. Seiler, S. 05-12f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

einen Fonds oder eine Versicherung abzudecken[96]. Das Störfallrisiko nach Verfüllung der Deponie ist ebenso wie das während des Betriebes einer Anlage wegen der möglicherweise auftretenden nicht-kompensierbaren Schäden und der Verbesserung der Kalkulierbarkeit monetär bewertbarer Risiken durch Auflagen zu begrenzen, über die auf die Eintrittswahrscheinlichkeit und die Schadenshöhe Einfluß genommen wird.

Zur Finanzierung künftiger Schadensersatz- und Lizenz- oder Abgabenzahlungen sowie Überwachungs- und Reparaturmaßnahmen müßte auf den Preis der Ablagerung von Abfällen ein Zuschlag erhoben werden[97]. Um zu vermeiden, daß durch die so steigenden Beseitigungskosten die illegale Beseitigung gefördert wird, könnte alternativ die Nutzung bestimmter Rohstoffe, die ein Potential künftig problematischer Abfälle in sich bergen, verteuert werden[98]. Bei einer solchen Abgabe wäre eine gruppenmäßige Äquivalenz ansatzweise möglich, da in dem Umfang, in dem künftige Kosten richtig vorausgeschätzt werden, eine Belastung der Verursacher erfolgen kann[99]. Soweit dabei zwischen guten und schlechten Anlagen und verschiedenen Abfallarten differenziert wird, können auch selektive Anreize gesetzt werden. Die Erhebung einer derartigen Abgabe kann einerseits durch den Staat, andererseits durch eine Zwangsversicherung durchgeführt werden[100]. Alternativ wäre eine Fondslösung denkbar. Im Rahmen einer solchen Fondsbildung würden sich Anlagenbetreiber zusammenschließen und Versicherungsleistungen nicht auf dem Markt nachfragen, sondern künftige Risiken durch Einzahlungen in eben diesen Fonds abdecken[101].

2.1.2.3. Inputorientierte Instrumente

Die Instrumentierung von Umweltqualitätszielen wird erst dadurch sinnvoll, daß der Emittent, der über Auflagen, Abgaben, Lizenzen oder Haftungsregelungen gezwungen wird, Emissionen zu unterlassen oder einen Preis für diese Emissionen zu zahlen, in der Lage ist, die Emissionsmengen und -arten zu steuern. Für die Abfallbehandlung oder -beseitigung impliziert das die Möglichkeit des Anlagenbetreibers, den Abfallstoffen ein bestimmtes Emissionspotential zuzuordnen und dieses durch technische und organisatorische Maßnahmen so zu beeinflussen, daß durch Auflagen vorgegebene Emissionswerte nicht überschritten wird oder daß bei Anwendung von Abgaben, Lizenzen oder Haftungsregelungen das Emissionsniveau so justiert werden kann, daß die Summe aus Abgabenzahlung/Opportunitätskosten der Lizenzhaltung/Haftungs-

---

96 Vgl. W. Schenkel und M. Jakobs-Taake, S. 10f.; K. Löbbe, Alternativen zur Lösung des Altlastenproblems? In: Umweltschutz. Herausforderungen und Chancen für die Wirtschaft. (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38.) Berlin 1990, S. 117ff., hier S. 128f.

97 Vgl. L. Hajen, Organisation und Finanzierung der Altlastensanierung. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 9 (1986), S. 349ff., hier S. 362f.

98 Vgl. L. Hajen, S. 365f.; K. Löbbe, S. 129. Zur Kritik an einer solchen Rohstoffbesteuerung vgl. Zusammenfassung der Diskussion Referat Löbbe. In: Umweltschutz. Herausforderungen und Chancen für die Wirtschaft. (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38.) Berlin 1990, S. 131ff.

99 Vgl. L. Hajen, S. 369.

100 Vgl. W. Benkert, Organisation und Finanzierung der Altlastensanierung – Bemerkungen zum gleichnamigen Beitrag von L. Hajen. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 10 (1987), S. 207ff., hier S. 215.

101 Vgl. N. Doherty, P. Kleindorfer and H. Kunreuther, S. 273 und 291f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zahlungen und Emissionsvermeidungskosten minimiert wird. Bei bestimmbarer Qualität der zu behandelnden oder zu beseitigenden Abfälle kann der Anlagenbetreiber diese Ziele grundsätzlich dadurch erreichen, daß er

- Rückhaltetechnologien für Emissionen einbaut,
- Verfahren nutzt, die dazu führen, daß das Emissionsniveau nicht überschritten wird und/oder
- auf die Behandlung oder Beseitigung bestimmter Abfälle in seiner Anlage verzichtet.

Wie oben bereits dargestellt wurde, wird der Anlagenbetreiber allerdings vielfach kaum in der Lage sein, die Qualität der bei ihm angelieferten Abfälle überhaupt oder zu vertretbaren Kosten zu identifizieren. In der Literatur sind zur Zeit etwa 9 Mill. Einzelstoffe benannt; in Europa sind ca. 100 000 Stoffe auf dem Markt[102]. Ein Anreiz zur Falschdeklaration besteht, da auf diese Art und Weise Behandlungs- und Beseitigungskosten beim Abfallerzeuger oder -anlieferer eingespart werden können[103]. Die heutige Analysetechnik erlaubt es in der Regel nur, die Inhaltsstoffe im Abfall zu finden, nach denen ausdrücklich gesucht wird[104], wobei Analyseaufwand und Zeitaufwand teilweise ein erhebliches Ausmaß annehmen[105]. Eine Dioxinanalyse dauert ca. 14 Tage und verursacht Kosten in Höhe von ca. 5 000 DM. Diese Untersuchungen werden zur Zeit rechtsmittelfest nur von einem Institut in Deutschland geleistet[106]. Die erforderliche Zeitspanne für eine Untersuchung steht aber gerade bei Deponien vielfach nicht zur Verfügung, da die Abfälle in der Regel unmittelbar nach Anlieferung eingelagert werden. Selbst bei großer Erfahrung und Kenntnis der angelieferten Abfälle ist es nicht möglich, aus den angelieferten Abfallmengen aussagefähige Stichproben zu entnehmen und einer Kontrolle zu unterziehen[107]. Dies wird tendenziell dazu führen, daß einerseits die Entwicklung von Techniken vorangetrieben wird, bei deren Einsatz die Art der Emissionen weitgehend unabhängig von der Qualität des eingesetzten Abfalls ist, andererseits aber nur solche Abfälle angenommen werden, die der Anlagenbetreiber entweder einwandfrei identifizieren kann, oder solche, bei denen zwischen ihm und dem Anlieferer so enge Geschäftsbeziehungen bestehen, daß er sich auf dessen Angaben hinsichtlich der Abfallqualität verlassen wird[108]. Voraussetzung ist allerdings, daß davon ausgegangen werden kann, daß der Abfallerzeuger selbst in der Lage ist, die Qualität des Abfalls eindeutig zu bestimmen. Bei einer risikoscheuen Verhaltensweise des Abfallbeseitigers bzw. -behandlers würde dies tendenziell dazu führen, daß nur noch relativ wenige Abfallarten beseitigt oder behandelt würden und

---

102 Vgl. L. Rethmann, Transport von Sondermüll. Ein Vergleich Schiene / Straße aus abfallwirtschaftlicher und gefahrgutrechtlicher Sicht. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 29.) Berlin 1989, S. 38; J. Hahn, S. 5.

103 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 279.

104 Vgl. L. Rethmann, S. 38; J. Hahn, S. 4ff.

105 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 279 und S. 347.

106 Vgl. L. Rethmann, S. 38.

107 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 483.

108 Vgl. zur Bedeutung des Vertrauensschutzes als transaktionskostensenkendes Element H.-B. Schäfer und C. Ott, S. 298ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

damit auch nur in geringem Umfang Produktions-, Distributions- und Konsumalternativen genutzt werden.

Solange nicht sämtliche in einer Volkswirtschaft erzeugten Abfälle in jeder Abfallanlage mit den gleichen potentiellen Schadwirkungen behandelt oder beseitigt werden können, weil deren technisch-organisatorische Ausstattung unterschiedlich ist und/oder in deren Immissionsbereich Schutzgüter unterschiedlicher Art und Menge vorhanden sind, ist es sinnvoll, wenn einerseits Abfallströme zu bestimmten Anlagen gelenkt werden und andererseits spezielle Stoffe erst gar nicht zu Abfall werden. Diese Vorgehensweisen können letztlich nur auf hoheitlichem Wege realisiert werden. Sie dienen dazu, akzeptierte Emissionsniveaus aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen einzuhalten, soweit der Anlagenbetreiber dazu nicht in der Lage ist oder sein Fehlverhalten von hoheitlichen Stellen oder Geschädigten nicht erkannt werden kann.

Geht man davon aus, daß es dem Betreiber einer Abfallanlage wegen hoher Transaktionskosten nicht möglich ist, sämtliche angelieferten Abfälle zu analysieren bzw. deren Herkunft zu kontrollieren, ist auf hoheitlicher Ebene zunächst eine Bewertung von Stoffen unter Behandlungs- und Beseitigungsgesichtspunkten vorzunehmen[109]. Diesen Eigenschaften sind die technisch-organisatorischen Möglichkeiten der Behandlung und Beseitigung gegenüberzustellen. Können Stoffe in sämtliche bestehenden Anlagen ohne nicht-akzeptierte potentielle Schäden eingebracht werden, können sie grundsätzlich für eine Nutzung freigegeben werden. Besteht keine Behandlungs- und/oder Beseitigungsmöglichkeit, sind die betreffenden Stoffe zu verbieten. Können schließlich Stoffe nur in einigen Anlagen auf eine akzeptierte Art und Weise behandelt oder beseitigt werden, ist durch geeignete Instrumente sicherzustellen, daß die Abfälle nur zu eben diesen Anlagen gelangen[110]. Damit ist zunächst darüber zu entscheiden, ob überhaupt bestimmte Stoffe unter Behandlungs- und Beseitigungsgesichtspunkten in den volkswirtschaftlichen Materialstrom eingebracht werden dürfen, und dann, wie sie in die vorgesehenen Anlagen geleitet werden können, wenn sie zu Abfall geworden sind. Mit dem ersten Punkt ist eine ähnliche Problematik aufgeworfen, wie sie bereits im Rahmen der Grenzwertfestsetzung für Emissionen angesprochen wurde. Es muß eine Abwägung zwischen dem Nutzen eines Stoffes als Produktionsfaktor oder Konsumgut und den Kosten, die etwa durch Emissionen bei der Produktion, Nutzung oder Beseitigung des Stoffes auftreten, erfolgen[111]. Eine derartige Bewertung kann

---

109 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 279.

110 In der Bundesrepublik Deutschland erfolgt diese Zuordnung über die TA Abfall; vgl. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Anhang D. Hier wird für über 300 Abfallarten, die mit einer Schlüsselnummer versehen sind, vorgegeben, ob sie vorrangig einer chemisch/physikalischen oder biologischen Behandlungsanlage, einer Hausmüllverbrennungsanlage, einer Sonderabfallverbrennungsanlage, einer Hausmülldeponie, einer Sonderabfalldeponie oder einer Untertagedeponie zugeführt werden sollen. In Arbeit befindet sich zur Zeit eine TA Siedlungsabfall, in der eine Zuordnung von Siedlungsabfällen zu Behandlungs- und Beseitigungsanlagen erfolgen soll. Vgl. Umweltbundesamt (Hrsg.) [IV], Jahresbericht 1990. Berlin, ohne Erscheinungsjahr, S. 243f. Umgekehrt werden speziellen Behandlungs- und Beseitigungsanlagen Rechte dahingehend gewährt, bestimmmte Arten von Abfällen zu behandeln und zu beseitigen; vgl. Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), S. 6ff.

111 Vgl. dazu z.B. den Sammelband von M. Held (Hrsg.), Leitbilder der Chemiepolitik. Stoffökologische Perspektiven der Industriegesellschaft. Frankfurt und New York 1991.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wegen der Vielfalt von Einzelstoffen und Stoffverbindungen nicht für sämtliche Stoffe erfolgen. Hier ist eine Schwerpunktsetzung notwendig.

Bei Stoffen, die grundsätzlich in den ökonomischen Materialstrom eingebracht werden dürfen, kann für den Beseitiger/Behandler dann individueller Handlungsspielraum bestehen bleiben, wenn entweder die angelieferten Abfälle eindeutig identifiziert werden können oder so enge Beziehungen zu dem Abfallerzeuger bestehen, daß der Anlagenbetreiber auf dessen Angaben hinsichtlich der Abfalleigenschaften und -zusammensetzung vertrauen kann. Letztgenannter Punkt findet seine extremste Ausprägung bei Unternehmen, die eine eigene Behandlungs- oder Beseitigungsanlage betreiben. Der individuelle Handlungsspielraum ist zu begrenzen, wenn Stoffe entweder diffus verteilt werden, so daß sie nicht mehr identifiziert werden können (z.B. Hausmüll und hausmüllähnlicher Gewerbemüll), oder viele Abfallerzeuger eine Behandlungs- und Beseitigungskapazität nachfragen, so daß der Betreiber kapazitätsmäßig nicht mehr in der Lage ist, die angelieferten Abfälle zu identifizieren.

Hoheitliche Maßnahmen zur Unterbindung unzulässiger Emissionen aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen können nun unmittelbar an bestimmten Stoffen ansetzen, bei einzelnen abfallerzeugenden Anlagen und/oder bei Transporteuren. Soweit einzelne Stoffe wegen der mit ihnen verbundenen Abfallproblematik nicht verboten werden, können sie während ihres Flusses durch das volkswirtschaftliche System entweder einer mengenmäßigen Kontrolle oder einer monetären Steuerung unterworfen werden. Eine mengenmäßige Kontrolle wird immer dann notwendig sein, wenn sichergestellt werden muß, daß die gesamte anfallende Stoffmenge in dafür geeigneten Anlagen behandelt oder beseitigt wird. Hier ist beispielsweise an die Erstellung von Stoffbilanzen zu denken, in denen Herkunft und Verbleib bestimmter Stoffarten dokumentiert werden[112]. Weniger drastisch ist eine Stofflenkung derart, daß bestimmte Materialien über finanzielle Belastungen zu speziellen Abfallanlagen gelenkt werden. Ziel muß es hier sein, Anreize zu setzen, die sowohl eine Vermischung mit anderen Abfallstoffen als auch eine unvermischte Behandlung oder Beseitigung in nicht geeigneten Anlagen verhindern. Dies kann über die Erhebung von rückzahlbaren Abgaben erfolgen, die möglicherweise als Pfand fungieren können[113]. Bei einer rückzahlbaren Abgabe, die nicht als Pfand ausgestattet ist, werden bestimmte Stoffe oder Produkte, die diese Stoffe enthalten, mit einer Umweltabgabe belastet. Diese wird von den Produzenten an einen Umweltfonds überwiesen. Die Abgabenzahlung wird auf die Käufer überwälzt, die, wenn sie die belasteten Produkte an einer Sammelstelle abgeben, den Betrag wiederum erstattet bekommen[114]. Bei einer Ausgestaltung als Pfand erhält der Erwerber eines Stoffes oder Produktes, das diesen Stoff enthält, bei Rückgabe das Pfand erstattet. Durch die Einführung einer derartigen rückzahlbaren Abgabe können Materialarten, die nur in bestimmten Anlagen behandelt oder beseitigt werden sollten, nach ihrer Verteilung erneut räumlich konzentriert werden. Denkbar

112 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 284. Das bekannteste Beispiel für eine solche Mengenkontrolle betrifft radioaktive Abfälle. Gerade bei diesen Stoffen ist es allerdings gesellschaftlich extrem umstritten, ob sie überhaupt Bestandteil des volkswirtschaftlichen Materialflusses hätten werden sollen bzw. dürfen.

113 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 272.

114 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 272.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wäre der Einsatz solcher Abgaben beispielsweise bei Batterien, Transformatoren, Akkumulatoren und Kühlaggregaten[115].

Die Einführung dieser rückzahlbaren Abgaben setzt aber voraus, daß die Stoffe bzw. Produkte, die diese Stoffe enthalten, von der abgabenauferlegenden Stelle ebenso wie vom Besitzer identifiziert werden können. Soweit dies nicht der Fall ist, weil die Stoffe etwa sehr stark diffundieren, kann es sinnvoll sein, sie bei ihrer Einbringung in den ökonomischen Materialstrom mit einer Abgabe zu belegen, die potentielle Schadwirkungen bei der Behandlung oder Beseitigung reflektiert[116] und tendenziell eine Substitution zugunsten anderer Stoffe auslösen soll. Eine Besteuerung sämtlicher Grundstoffe nach dem Ausmaß ihrer Abfallproblematik stellt allerdings ein äußerst komplexes und kostenintensives Programm dar, so daß die Realisierungschancen als recht gering anzusehen sind[117]. Zudem tritt hier die Schwierigkeit auf, daß auf diese Art die entsprechenden Stoffe nicht zu bestimmten Anlagen gelenkt werden, sondern nur das Ausmaß ihrer Verwendung und damit die künftigen Abfallmengen und die daraus resultierenden Emissionen reduziert werden.

Alternativ zur Abgabe könnte für bestimmte Stoffe nur noch für lizenzierte Mengen die Erlaubnis zur Inverkehrbringung gegeben werden. Durch Tausch der Lizenzen könnten die mengenmäßig begrenzten Stoffe so in die effizientesten Verwendungsrichtungen gelenkt werden. Ebenso wie bei nicht-rückzahlbaren Abgaben auf bestimmte Stoffe kann durch deren Lizenzierung lediglich sichergestellt werden, daß ihr Verbrauch und damit die künftigen Abfallmengen dieser Stoffe reduziert werden, eine Lenkung zu speziellen Anlagen erfolgt nicht. Damit kann nun ebenfalls nicht verhindert werden, daß es zu „hot spots" in dem Sinne kommt, daß relativ große Mengen dieser durch Abgaben belasteten oder durch Lizenzen begrenzten Stoffe in einigen wenigen Anlagen beseitigt werden. Emissionsbegrenzungsziele können so nur zufällig realisiert werden.

Neben diesen stoffbezogenen Ansätzen kann die Lenkung von Abfallströmen zu bestimmten Behandlungs- und Beseitigungsanlagen derart erfolgen, daß die Genehmigung zum Betrieb einer abfallerzeugenden Anlage nur dann erteilt wird, wenn der Anlagenbetreiber nachweisen kann, daß die in seiner Anlage anfallenden Abfallstoffe in geeigneten Anlagen behandelt oder beseitigt werden[118]. Kontrollprobleme entstehen, wenn sichergestellt werden soll, daß der Abfallerzeuger nur die adäquaten Anlagen in Anspruch nimmt[119].

---

115 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 272.

116 Vgl. E.S. Mills und P.E. Graves, S. 285ff.

117 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 269.

118 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 278.

119 Diese Kontrolle erfolgt in der Praxis durch den sog. „Entsorgungsnachweis", der sich aus einer verantwortlichen Erklärung des Abfallerzeugers bezüglich der Art und Menge der Abfälle, einer Annahmeerklärung des Behandlers/Beseitigers und einer Bestätigung der zuständigen Behörde zusammensetzt. Der Abfall darf erst transportiert werden, wenn diese Bestätigung vorliegt. Vgl. §§ 8 – 13 der Verordnung über das Einsammeln und Befördern sowie über die Überwachung von Abfällen und Reststoffen (Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung – AbfRestÜberwV) vom 3. April 1990 (BGBl. I, S. 648); vgl. auch H. v. Köller, S. 83ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bisher wurde davon ausgegangen, daß der Letztbesitzer von Materialien, die zu Abfall geworden sind, diese unmittelbar einem Behandler oder Beseitiger übergibt. Dies ist in der Praxis aber vielfach nicht der Fall, da die Transportleistung häufig durch unabhängige Transportunternehmen wahrgenommen wird. Auf dieser Stufe besteht wiederum ein Anreiz, Abfälle falsch zu deklarieren oder zu vermischen, um so über eine Reduzierung der Behandlungs- oder Beseitigungskosten bei gegebener Zahlung des Abfallerzeugers an den Transporteur eine höhere Gewinnspanne zu realisieren. Das sich ergebende Kontrollproblem kann ansatzweise dadurch gelöst werden, daß der Behandler/Beseitiger vom Abfallerzeuger eine Information über die Art und Eigenschaften der Abfälle erhält, die von einem externen Transporteur angeliefert werden, und dem Abfallerzeuger den Erhalt bestätigt[120]. Damit kann eine illegale („wilde") Beseitigung bei entsprechendem Interesse des Abfallerzeugers verhindert werden. Das System kann allerdings nur insoweit funktionieren, als nicht eine Vermengung von Abfällen durch eine Beimischung von anderen Stoffen erfolgt, die die Unkenntlichkeit der beigemischten Einzelstoffe zur Folge hat. Dies ließe sich zwar dadurch verhindern, daß der Erzeuger dieser beigemischten Einzelstoffe ebenfalls einem Beseitiger oder Behandler eine Information dahingehend liefern müßte, daß diese speziellen Stoffe zur Behandlung bzw. Beseitigung angeliefert werden und er eine Bestätigung der Anlieferung erhielte. Wird nun durch eine Kontrollbehörde verglichen, inwieweit die transportierten Abfallstoffe mit behandelten oder beseitigten Abfallstoffen übereinstimmen, werden, soweit sich nicht Abfallerzeuger, Transporteur und Beseitiger zu einer unzulässigen gemeinsamen Vorgehensweise zusammengefunden haben, Mengendefizite aufgrund einer Abfallvermischung oder illegalen („wilden") Beseitigung aufgedeckt. Fehlangaben des Abfallerzeugers können unter Umständen durch strenge Kontrollen der Abfallarten vor der Ausstellung der Transportpapiere unterbunden werden[121]. Ein Kontrollverfahren wie hier geschildert setzt allerdings einerseits einen erheblichen Verwaltungsaufwand mit entsprechenden Kosten voraus und bedarf andererseits erheblicher Zeit. Während dieser Kostenaufwand in Relation zum Sicherheitsgewinn (reduzierter Schaden durch unsachgemäße Behandlung oder Beseitigung) möglicherweise noch vertretbar wäre, ist der Zeitaufwand grundsätzlich problematisch. Ein Fehlverhalten kann vielfach erst ex post erkannt werden. Die Wahrscheinlichkeit, daß es zur Aufdeckung kommt, wird zwar ex ante Anreize setzen, richtige Angaben über die Abfallarten zu machen. Dieser Anreiz wird aber um so geringer ausfallen, je kleiner die erwarteten Strafzahlungen und die erwarteten privatwirtschaftlichen Haftungszahlungen ausfallen werden. Die monetär nicht ersetzbaren Schäden, die aus einem solchen Fehlverhalten resultieren, können letztlich nur über das erwartete Strafmaß eingeschränkt werden.

---

120 In der Bundesrepublik war bis vor kurzem in diesem Zusammenhang die Abfallnachweis-Verordnung (AbNachwV) vom 2. Juni 1978 (BGBl. I, S. 668) relevant. Vgl. zum Inhalt L. Rethmann, S. 41ff. Seit 1990 ist diese Verordnung ersetzt durch die Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung. In den §§ 14 – 24 sind hier Regelungen hinsichtlich Begleitscheinen und Nachweisbüchern getroffen worden. Vgl. auch H. v. Köller, S. 90ff.

121 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 279.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

2.1.2.4. Resümee

Die bisherigen Ausführungen haben gezeigt, daß es, im Gegensatz zu individuell ausgehandelten Lösungen, über die Installierung und Nutzung von kollektiven Entscheidungsmechanismen zu einer Einigung über akzeptierte (oder zu akzeptierende) Belastungen aus Behandlungs- und Beseitigungsanlagen kommen kann. Damit ist allerdings das Standortproblem für diese Anlagen nicht gelöst. Eine Lösung wäre nur dann gefunden, wenn der Kreis der Belasteten mit dem der Nutznießer übereinstimmte. Hier könnte die Einigung des Kollektivs auf ein Entscheidungsverfahren zur Bestimmung von Grenzwerten sowie deren instrumenteller Umsetzung die Errichtung und den Betrieb einer Behandlungs- oder Beseitigungsanlage ermöglichen. Sobald aber der Kreis der Betroffenen kleiner ist als der der Nutznießer einer Anlage, treten Probleme auf, da es für die potentiell Geschädigten rational bleibt, den Standort in ihrer Nähe abzulehnen. Dies folgt daraus, daß selbst bei Einhaltung von Grenzwerten Risiken bestehen bleiben, denen durch die Nutzung von Alternativstandorten ausgewichen werden kann. Soweit dann auf dezentraler Ebene die Möglichkeit besteht, Standortentscheidungen zu blockieren, wird es auch dazu kommen. Damit kann es nicht allein den negativ Betroffenen überlassen bleiben, darüber zu entscheiden, ob sie ein Risiko hinnehmen. Dies bedeutet zunächst, daß weder die Grenzwertsetzung noch die instrumentelle Umsetzung in einem solchen Ausmaße dezentralisiert werden dürfen, daß über die Setzung prohibitiver Werte die Errichtung und der Betrieb von Anlagen unmöglich wird. Aber auch andere Entscheidungsspielräume, die grundsätzlich auf dezentraler Ebene bestehen sollten, wie die Entscheidungen über Flächennutzungen, müssen den Standortkommunen und privaten Landeignern genommen werden. Gleiches gilt für ein unaufhebbares Vetorecht auf dezentraler Ebene. Damit scheint es unvermeidlich zu sein, die Entscheidungskompetenz dann, wenn der Einzugsbereich einer Anlage über den Kreis der Kostenträger hinausreicht, auf eine umfassendere Ebene zu verlagern. Welche Entscheidungsverfahren zur Anwendung kommen können, wie sie legitimiert werden können und welcher Beteiligungsspielraum den Kostenträgern eingeräumt werden sollte, wird im folgenden aufgezeigt.

2.2. Standortauswahl und -realisation

2.2.1. Freifahrerverhalten

Wäre der Kreis der Abfallerzeuger mit den Personen identisch, die von den Nachteilen der Abfallbehandlung oder -beseitigung betroffen sind, könnte man das Standortproblem als gelöst betrachten, sobald von diesem Personenkreis oder deren legitimierten Repräsentanten eine Einigung über Grenzwerte bezüglich der Emissionen aus der Anlage und das verbleibende akzeptierte Restrisiko getroffen worden ist. Die einzige Schwierigkeit beträfe dann den Erwerb eines geeigneten Grundstückes für die Errichtung der Anlage. Da es sich hier um ein rein privates Gut handelt und bei einer angenommenen allgemeinen Akzeptanz bezüglich der vereinbarten Grenzwerte für den Grundstückseigentümer kein Anlaß besteht, einen Verkauf des Bodens aufgrund der emissionsbedingten Gefahren abzulehnen, werden in diesem Fall keine spezifischen Probleme im Zusammenhang mit der Nutzung des Grundstückes für eine Beseitigungs- oder Behandlungsanlage auftreten.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

In der Realität wird der Kreis der von den potentiellen Schäden Betroffenen in der Regel kleiner sein als die Gruppe derjenigen, die von der Anlage profitieren. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, daß für den Betrieb einer Anlage bestimmte Bodenqualitäten als unabdingbare Voraussetzung angesehen werden, so daß eventuell nur wenige Standorte für die Errichtung einer solchen Anlage in Betracht kommen[122]. Zum anderen ist unter monetären Kostenüberlegungen auch eine Zentralisation solcher Anlagen vorteilhaft, die an einer Vielzahl von Standorten errichtet werden könnten: Wegen der hohen mit der Anlagenerrichtung verbundenen Fixkosten kann hier über einen weiten Bereich der Nachfrageausdehnung und damit der Vergrößerung der Einzugsbereiche der Anlage mit sinkenden Durchschnittskosten gerechnet werden. Ein Anstieg der Durchschnittskosten kann ab einer bestimmten periodisch beseitigten Menge auf zunehmende Transportkosten (da die Abfälle aus immer weiteren Entfernungen herangeschafft werden müssen) oder zunehmende Kosten der Emissionsminderung zurückgeführt werden[123]. In der Regel wird man aber auch hier von Einzugsbereichen ausgehen können, die über den Immissionsbereich der Anlage hinausreichen.

Das räumliche Auseinanderfallen von Kosten und Nutzen brächte dann keine Schwierigkeiten mit sich, wenn sämtliche Kosten der Abfallbehandlung oder -beseitigung monetär erfaßt und kompensiert werden könnten[124]. Da dies aber – wie gezeigt – für einen Teil der Kosten nicht möglich ist, wird es für Abfallerzeuger hinsichtlich der Errichtung von Abfallanlagen individuell rational, eine Freifahrerposition einzunehmen[125]. Mit diesem aus der Theorie öffentlicher Güter stammenden Begriff wird der Umstand beschrieben, daß es bei der Bereitstellung dieser Güter für ein Individuum rational ist, keinen Beitrag zur Finanzierung zu leisten und darauf zu hoffen, daß durch die Beiträge anderer Individuen eine Bereitstellung des Kollektivgutes möglich wird[126]. Der einzelne erhält so die Möglichkeit, die Vorteile aus der Nutzung des Kollektivgutes zu realisieren, ohne gleichzeitig Mittel zu seiner Bereitstellung beizusteuern. Da dieses Verhalten für jedes Individuum rational ist, wird es, zumindest bei großen Gruppen, nicht zu einem Angebot des öffentlichen Gutes kommen. Dieses Problem kann sich auch bezüglich der Standorte für Abfallanlagen stellen[127]. Für die

---

122 Zu denken ist hier z.B. an untertägige Salzformationen.

123 Vgl. D. Hecht, S. 159ff.; H. Karl [V], Sonderabfallwirtschaft – Ein Ausnahmebereich vom Wettbewerb? Analyse institutioneller Strukturen der Sonderabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalens. „List Forum", Düsseldorf, Band 14 (1987/88), S. 345ff., hier S. 349ff.; H.H. Höhr, Thermische Müllverwertung außerhalb von Ballungsgebieten – Einfluß der Mülltransportkosten. „Müll und Abfall", Jg. 20 (1988), S. 41ff.; K.H. Wöbbeking und W. Thomat, Die Kostenproblematik großräumiger Entsorgungsstrategien. Eine Ergänzung zu dem Beitrag von Hans Höhr. „Müll und Abfall", Jg. 20 (1988), S. 252ff.; B. Bilitewski, G. Härdtle und K. Marek, Abfallwirtschaft. Eine Einführung. Berlin u.a. 1991, S. 555ff.

124 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, Facility Siting and Public Opposition. New York u.a. 1983, S. 68. Vgl. auch D. Morell and C. Magorian, Siting Hazardous Waste Facilities. Local Opposition and the Myth of Preemption. Cambridge, MA, 1982, S. 61f.

125 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 71.

126 Vgl. J.M. Buchanan [I], S. 53f.; R.A. Musgrave, P.B. Musgrave und L. Kullmer [II], Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Band 2. (Uni-Taschenbücher, Nr. 449.) 4. Auflage, Tübingen 1987, S. 60ff.

127 Vgl. P. v. Wilmowsky, Abfallwirtschaft im Binnenmarkt. Europäische Probleme und amerikanische Erfahrungen. (Umweltrechtliche Studien, Band 8.) Düsseldorf 1990, S. 222ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abfallerzeuger ist es vorteilhaft, wenn sie zwar in den Genuß der Nutzen aus der Gütererzeugung und -verwendung kommen, aber nicht den monetär nicht faßbaren und unbekannten Risiken der Behandlung oder Beseitigung ausgesetzt sind. Durch die Nutzung von Anlagen, die weiter vom eigenen Standort entfernt sind, steigen zwar die Transportkosten an, doch vielfach kann davon ausgegangen werden, daß der Nachteil der dann sicher anfallenden Ausgabe geringer eingeschätzt wird als das monetär nicht kompensierbare Risiko. Auch die möglichen Vorteile von Anlagen, wie kommunale Steuereinnahmen und Beschäftigungsmöglichkeiten in der Anlage oder bei abfallerzeugenden Unternehmen, werden die Nachteile kaum ausgleichen können[128]. Unter diesen Umständen kann eine Situation eintreten, in der es aufgrund individuell oder lokal rationalen Verhaltens dazu kommt, daß keine Behandlungs- und Beseitigungsanlagen errichtet werden können[129].

Dieses Verhalten kann auch nicht dadurch relativiert werden, daß den Anlagengegnern vorgehalten wird, daß sie schließlich auch Nutzen aus den erstellten Gütern ziehen würden[130]. Die Berücksichtigung dieses Aspektes ändert nichts daran, daß der individuelle Nutzen maximiert wird, wenn zwar die Güter genutzt, aber die Abfälle so weit vom eigenen Standort entfernt werden, daß eine Schädigung nicht zu befürchten ist. Hier kann zwar an die individuelle Bereitschaft appelliert werden, Gemeinschaftslasten zu tragen[131]; im konkreten Einzelfall kann diese Bereitschaft bei individuell rationalem Verhalten aber kaum erwartet werden. Die Zustimmung, Gemeinschaftslasten zu tragen, wird in der Regel nur auf einer übergeordneten Ebene zu erlangen sein. Eine Zustimmung zu Verfahrensprinzipien, die letztlich eine unbestimmte Verteilung von Lasten auf einzelne Individuen nach sich ziehen, kann eine Akzeptanz auch negativer Verteilungswirkungen durch ein einzelnes Individuum mit sich bringen[132]. Bevor darauf näher eingegangen wird, sollen zunächst die Interessen von Einzelpersonen und Gruppen herausgearbeitet werden, die von dem Vorhandensein einer Beseitigungs-/Behandlungsanlage positiv oder negativ betroffen sind.

2.2.2. Interessen von Einzelpersonen und Gruppen

Die Ausführungen zum sind für weitergehende Überlegungen dahingehend zu differenzieren, daß es nicht nur negativ Betroffene gibt und daß diese keine geschlossene Einheit bilden. Ob eine Einzelperson eine Anlage ablehnt oder ihr zustimmt, ist eine Frage von individuellen Kosten-Nutzen-Überlegungen. Dies wird dazu führen, daß

---

128 Vgl. z.B. D. Morell and C. Magorian, S. 37f., 54 und 59f.

129 Vgl. P. v. Wilmowsky, S. 224.

130 Vgl. R.-R. Schmidt-Cotta, Regionale Sonderabfallentsorgung und Öffentlichkeitsarbeit. Unternehmerische Initiativen zwischen Konfrontation und Kooperation – Ein Beitrag zu politischen, volkswirtschaftlichen und rechtlichen Aspekten der Akzeptanzproblematik. In: B.B. Gemper (Hrsg.), Die Finanzierung der Zukunftsaufgaben. Hamburg 1991, S. 30ff., hier S. 38f.; H.P. Peters und P.M. Wiedemann, S. 171f.; W. Fröhlich, Auf der Suche nach Wegen aus der Akzeptanzkrise – Bericht über das Seminar „Umwelt-Konflikt-Management" am 7. und 8. Februar 1991 in Berlin. „Müll und Abfall", Jg. 23 (1991), S. 303ff., hier S. 304.

131 Vgl. W. Fröhlich, S. 304.

132 „Though local residents may never fully accept the presence of a hazardous waste facility in their community, it is vital that they come to respect the *process* by which the siting decision was made"; D. Morell and C. Magorian, S. 14.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

von einigen die Anlage akzeptiert wird, von anderen nicht[133]. Dabei ist grundsätzlich die Art der behandelten oder beseitigten Abfälle von Bedeutung. Bei einer reinen Inertstoffdeponie (z.B. für Bodenaushub oder Bauschutt) dürften die individuellen Kosten kaum von Bedeutung sein[134], während sie bei Deponien und Verbrennungsanlagen für Haushaltsabfälle und insbesondere für Sonderabfälle sehr hoch sein können bzw. als sehr hoch empfunden werden. Dies ist vor allem darin begründet, daß sich bei Inertstoffdeponien die Faktorkonkurrenz auf den Boden beschränkt, während bei den genannten anderen Anlagen auch die öffentlichen Medien Luft und Wasser berührt sind. Verbrennungsanlagen und Deponien für Haushalts- und insbesondere für Sonderabfälle stehen im Vordergrund der folgenden Betrachtungen.

Die positiv und negativ Betroffenen eines Standortfindungsprozesses lassen sich in folgende Gruppen untergliedern[135]:

- Vorhabenträger,
- Bürger der Standortgemeinde und deren Repräsentanten,
- Bürger von Nachbarkommunen und deren Repräsentanten,
- Interessengruppen,
- Abfallerzeuger und
- Politiker übergeordneter Raumeinheiten.

Der Vorhabenträger ist dadurch gekennzeichnet, daß bei ihm relativ große monetäre Pro-Kopf-Vorteile anfallen, wenn die Anlage errichtet und betrieben werden kann. Diesen stehen weitgehend monetäre Risiken gegenüber, so daß beim Vorhabenträger hauptsächlich wirtschaftliche Interessen zum Tragen kommen[136]. Diese monetären Risiken finden ihre Ursachen vor allem in möglichen Verzögerungen hinsichtlich der Aufnahme des Betriebes der Anlage[137], deren notwendiger Ausstattung, um Umwelt- und Sicherheitsnormen einzuhalten, und in dem Risiko einer vollständigen Verhinderung des Anlagenbaus.

Den hohen Pro-Kopf-Gewinnen des Anlagenbetreibers stehen relativ hohe Pro-Kopf-Kosten der Anlieger der Anlage gegenüber. Zwar mögen die Gesamtvorteile der

---

133 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 63.

134 Vgl. P. Knoepfel und M. Rey, Konfliktminderung durch Verhandlung: Das Beispiel des Verfahrens zur Suche eines Standorts für eine Sondermülldeponie in der Suisse Romande. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [II], Konfliktbewältigung durch Verhandlungen. Band II: Konfliktmittlung in Verwaltungsverfahren. Baden-Baden 1990, S. 257ff., hier S. 259.

135 Vgl. auch D. Morell and C. Magorian, S. 87ff.; K. Müller und M. Holst, S. 76ff. und S. 182ff.

136 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 69; H. Kunreuther, S. 259. Zur Selbst- und Fremdeinschätzung des Anlagenbetreibers und anderer Beteiligter vgl. P.M. Wiedemann, S. Femers und L. Hennen, Bürgerbeteiligung bei entsorgungswirtschaftlichen Vorhaben. Analyse und Bewertung von Konflikten und Lösungsstrategien. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 43.) Berlin 1991, S. 17ff.

137 Vgl. B. Holznagel [I], Konfliktlösung durch Verhandlungen. Aushandlungsprozesse als Mittel der Konfliktverarbeitung bei der Ansiedlung von Entsorgungsanlagen für besonders überwachungsbedürftige Abfälle in den Vereinigten Staaten und der Bundesrepublik Deutschland. (Schriftenreihe der Forschungsstelle Umweltrecht der Universität Hamburg, Band 4.) Baden-Baden 1990, S. 45.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Anlage in ihrem Einzugsgebiet die Gesamtnachteile übersteigen, die durchschnittlichen Pro-Kopf-Kosten werden aber leicht über den durchschnittlichen Pro-Kopf-Nutzen liegen, weil die Gesamtkosten nur in einem relativ kleinen Teilbereich des Einzugsgebietes der Anlage anfallen[138]. Damit wird es für diesen Kreis der Betroffenen rational, die Anlage in der eigenen Nachbarschaft abzulehnen[139]. Dieses Verhalten wird noch dadurch gefördert, daß die Kosten – im Gegensatz zu den beim Anlagenbetreiber anfallenden – nicht allein monetärer, sondern auch nicht-monetärer Art sein können[140]. Monetäre Schäden können z.B. sinkende Grundstückspreise oder ein Verlust von Arbeitsplätzen aufgrund eines verschlechterten kommunalen Images sein. Schwer oder nicht monetär bewertbare Schäden können in der Form von Gesundheitsschäden oder immateriellen Schäden durch Lärm und Geruchsbelästigungen auftreten. Die individuellen Vorteile, die zur Geltung kämen, wenn die Anlage im geplanten Standort errichtet würde, wären Beschäftigungsmöglichkeiten bei abfallerzeugenden Unternehmen und dem Anlagenbetreiber. Zudem könnte die Gesamtheit der Bürger durch erhöhte Steuereinnahmen profitieren. Die beiden letztgenannten positiven Effekte werden im Vergleich zu den nicht monetarisierbaren Kosten aus Abfallanlagen als relativ gering einzustufen sein[141], während die Beschäftigungsmöglichkeiten in abfallerzeugenden Betrieben auch dann gegeben sind, wenn eine Behandlung oder Beseitigung außerhalb der Kommune gewährleistet wäre. Dabei ist allerdings vorauszusetzen, daß die anfallenden Transportkosten für die Abfälle nicht eine solche Höhe erreichen, daß die abfallerzeugenden Unternehmen nicht mehr rentabel wirtschaften können. Der gleiche Aspekt ist bezüglich der Haushaltsabfälle zu beachten, wenn hier die Transportkosten eine solche Höhe erreichen, daß ein bedeutender Teil des Einkommens für die Abfallbehandlung oder -beseitigung verwendet werden muß[142].

Wie im Zusammenhang mit individuellen Verhandlungen gezeigt wurde, werden hier Lösungen um so unwahrscheinlicher, je mehr Personen involviert sind, da die Durchführungskosten stark steigen. Aus diesem Grunde ist bei der Vielzahl der u.U. in einer Kommune ansässigen Personen davon auszugehen, daß eine effektive Artikulation ihrer Interessen nur dann möglich ist, wenn sie sich organisieren und Repräsentanten zur Vertretung ihrer Vorstellungen bestimmen, auch wenn dadurch bei unterschiedlich ausgeprägten Präferenzen eine Vereinheitlichung erfolgen wird[143]. Die damit

---

138 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 69; B. Holznagel [I], S. 40.

139 Aus diesem Zusammenhang sind die Bezeichnungen NIMBY (Not in my backyard) und LULU (Locally unwanted land uses) sowie das „St. Florians-Prinzip" erklärbar.

140 Vgl. B. Holznagel [I], S. 40; D. Morell and C. Magorian, S. 22, 38ff. und S. 61f.; D. Morell, Siting and the Politics of Equity. „Hazardous Waste", vol. 1 (1984), S. 555ff., hier S. 559.

141 Vgl. B. Holznagel [I], S. 41; D. Morell and C. Magorian, S. 37f. und S. 59f.

142 Solche transportkostenbedingten Einflüsse dürften für die Bundesrepublik kaum von Relevanz sein. Zuständig für die Behandlung und Beseitigung sind hier in der Regel für die Haushaltsabfälle die Kreise und kreisfreien Städte (vgl. § 3 II AbfG und die darauf aufbauenden Landesabfallgesetze), so daß die Transportentfernungen und damit die Kosten nicht allzu hoch werden. Bei Sonderabfällen wird im allgemeinen davon ausgegangen, daß die Transportkosten in Relation zu den Behandlungs- und Beseitigungskosten nur von untergeordneter Bedeutung sind. Vgl. G. Erbach, Stellungnahme zu Block II: Behandlung von Sonderabfällen (chemisch-physikalische CP-Anlagen, Zwischenlagerung, Hochtemperaturverbrennung, Pyrolyse, Konditionierung). In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 232ff., hier S. 239.

143 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 35.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

gegebene Gefahr der Vernachlässigung der Präferenzen einzelner wird um so geringer sein, je kleiner die Zahl der Gruppenmitglieder ist[144]. Durch eine solche Delegation ergibt sich dann zwar eine einheitliche Position gegenüber Dritten; die Verhandlungskonflikte zwischen den Geschädigten und den Anlagenbefürwortern sind damit allerdings nicht beseitigt, sondern lediglich auf eine andere Ebene verlagert, da nun die Delegierenden unter sich aushandeln müssen, welche bindenden Verhaltensweisen und Vorgaben sie den Delegierten vorgeben und welche Freiräume sie ihnen lassen. Zudem bleibt das Problem bestehen, daß die Repräsentanten möglicherweise nicht in der Lage sind, diejenigen, deren Vertretung sie übernommen haben, auf die Verhandlungsergebnisse, die mit dem oder den Anlagenbefürwortern ausgehandelt wurden, festzulegen[145].

Die Chancen für eine solche Organisation der Betroffenen sind dann relativ hoch, wenn die Gruppengröße keinen zu großen Umfang hat und ein starkes Interesse an der Realisation der angestrebten Ziele besteht[146]. Dieses Interesse liegt im Zusammenhang mit der Errichtung von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen in den (möglichen) hohen Pro-Kopf-Kosten begründet. Deren Abwendung erfordert die Aufbringung von Informations- und Organisationskosten, die dann besonders gering sind, wenn zwischen den Betroffenen bereits Interaktionssysteme bestehen, auf die zurückgegriffen werden kann[147]. Je größer die Zahl der Betroffenen wird, desto sinnvoller kann es für die Einzelpersonen werden, ein Freifahrerverhalten an den Tag zu legen, so daß es dann nicht zu einer Gruppenbildung kommen wird mit der Konsequenz, daß die Interessen dieser Personen u.U. keine Berücksichtigung finden. Dies gilt, wie unten noch zu zeigen sein wird, vor allem für die Gruppe der vielen kleinen Abfallerzeuger.

Die Erzielung eines umfassenden Konsenses bei der Einbeziehung aller negativ Betroffenen in einen Prozeß der Konfliktlösung wird in der Regel nicht möglich sein, weil die Pro-Kopf-Kosten einiger Beteiligter eine prohibitive Höhe erreichen können, wenn die geplante Anlage errichtet und in Betrieb genommen wird. Diese Personen können so klassifiziert werden, daß ihre Verhandlungsmasse und damit ihre Verhandlungsbereitschaft gleich Null ist. In der Literatur finden sich in diesem Zusammenhang Untersuchungen bezüglich der Einstellungen von potentiell Betroffenen auf kommunaler Ebene. Danach kann man zwischen „Unterstützern", „Bewahrern", „Wächtern des Allgemeinwohls" und „Unbeteiligten" unterscheiden[148].

Die „Unterstützer" können dadurch gekennzeichnet werden, daß sie das Risiko der entsprechenden Anlagen eher als gering ansehen. Ihnen ist ein starker Glaube an die

---

144 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 32.

145 Vgl. W. Fröhlich, S. 304.

146 Vgl. M. Olson, S. 21ff.; M. O'Hare [I], „Not on *my* block you don't": Facility Siting and the Strategic Importance of Compensation. „Public Policy", Cambridge, MA, vol. 25 (1977), S. 407ff., hier S. 422ff.; M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 68f.; K. Oettle, Versorgung und Entsorgung. Konflikte und ihre denkbaren Regelungen: Standortplanung zwischen Allgemeinbedarf und „Betroffenenprinzip". In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.), Stadt-Umland-Problem: Aufgabe für Raumforschung und Raumordnung. 7. Fortbildungstagung. (Arbeitsmaterial, Nr. 106.) Hannover 1986, S. 23ff., hier S. 30.

147 Vgl. B. Holznagel [I], S. 40; D. Morell and C. Magorian, S. 112.

148 Vgl. B. Holznagel [I], S. 48ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

technische Kontrollierbarkeit von Beseitigungs- und Behandlungsanlagen eigen. Aussagen technischer Experten werden in der Regel akzeptiert, und ihre Zustimmung zu der Errichtung einer Anlage ist vor allem von den erwarteten Gewinnen aus dieser Anlage abhängig.

Die „Bewahrer" stellen die Risiken der Anlage in den Vordergrund ihrer Überlegungen und negieren eine technische Beherrschbarkeit zumindest für Sonderabfallbeseitigungsanlagen. Für sie sind ihre Sicherheit und die Erhaltung der gewohnten Lebensweise der Gemeinschaft besonders wichtig. Aus diesem Grunde stehen sie Gutachtern und Vertretern der hoheitlichen Gewalten kritisch gegenüber und gehen letztlich davon aus, daß ihre Interessen als Bewahrer nicht durchsetzungsfähig sind. Aufgrund ihrer diametral gegensätzlichen Wertvorstellungen hinsichtlich der Errichtung einer Abfallanlage in ihrer Umgebung im Verhältnis zu den Einstellungen etwa der Vorhabenträger werden sie grundsätzlich eine ablehnende Haltung einnehmen.

Zwischen den beiden genannten Gruppen stehen die „Wächter des Allgemeinwohls". Sie sehen durchaus die mit der Anlage verbundenen Risiken, halten aber prinzipiell eine Kontrollierbarkeit für gegeben. Sie sind einerseits an der natürlichen Umwelt und den sozialen Lebensbedingungen, andererseits aber auch an einer positiven wirtschaftlichen Fortentwicklung und geordneten Veränderung der Gemeinde interessiert. Daher akzeptieren sie tendenziell Aussagen von Experten als Grundlage für ihre eigene individuell rationale Entscheidung. Die verbleibende Gruppe der „Unbeteiligten" hat oder artikuliert keine eigene Ansicht zum Standortfindungsproblem[149].

Wie bereits angesprochen, wird es im allgemeinen nicht möglich sein, sämtliche Betroffene unmittelbar an der Entscheidung partizipieren zu lassen. Diese können zum einen durch Vertreter ihrer speziellen Interessen repräsentiert werden, zum anderen durch gewählte Politiker. Ein Problem resultiert daraus, daß diese aufgrund der kommunalen Interessenvielfalt nicht „die" Position der Kommune vertreten können[150]. Idealtypisch kann man zwar davon ausgehen, daß Politiker das Gemeinwohl der Kommune im Auge haben und ihre Entscheidungen auf umfassenden Zusammenhängen und der Berücksichtigung langfristiger Entwicklungen basieren lassen[151]. Legt man allerdings die Annahmen der Neuen Politischen Ökonomie zugrunde, so muß die Orientierung am Gemeinwohl relativiert werden. Nach diesen Vorstellungen sind Politiker ebenso wie andere rational handelnde Individuen auch an der Eigennutzmaxmierung interessiert, die im einfachsten Fall den Sieg in der nächsten Wahl und damit die Mehrheit der Wählerstimmen erfordert. Im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von Abfallbeseitigungs- oder -behandlungsanlagen kann ein Politiker sowohl positiv als auch negativ durch Wahlen, Zu- und Widerspruch sowie Zu- und Abwanderungen sanktioniert werden. Der Betrieb einer Anlage bringt

149 Ähnliche Differenzierungen finden sich in anderen Untersuchungen. So kann beispielsweise unterschieden werden zwischen Technologiekritikern, Technikbefürwortern und solchen Personen, die zwar konkreten Risiken kritisch gegenüberstehen, die Industriegesellschaft und damit auch risikobehaftete Anlagen aber nicht grundsätzlich ablehnen. Vgl. H.P. Peters und P.M. Wiedemann, S. 158f.; vgl. auch Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 51.

150 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 107.

151 Vgl. H.P. Peters und P.M. Wiedemann, S. 168.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

möglicherweise leicht erhöhte Steuergelder, Einnahmen aus dem Betrieb kommunaler Anlagen[152] und eine längerfristige Sicherung von Arbeitsplätzen für die Kommune mit sich, wobei letztgenanntes Ziel aber – wie gesagt – auch dann erreicht werden kann, wenn die Anlage unter Berücksichtigung der Transportkosten zwar außerhalb der Kommune, aber in ökonomisch akzeptabler Entfernung errichtet wird. Sollten die Transportkosten zu hoch werden, besteht die Gefahr des Abwanderns von Unternehmen. Zwar ist es denkbar, daß die Errichtung einer Anlage in der Erwartung befürwortet wird, daß kein anderer Standort zur Disposition stehen wird und damit kommunale Beschäftigungsmöglichkeiten längerfristig nicht gesichert werden können. Offen bleibt aber, wie dies unter wahltaktischen Überlegungen den Wählern nahegebracht werden kann[153]. Im Gegensatz zu den potentiellen positiven Sanktionen im Falle einer Zustimmung zu einer Anlage dieser Art werden die befürchteten negativen Sanktionen in der Form von Widerspruch (z.B. durch Bürgerinitiativen) und, nachgelagert, Wählerstimmenentzug möglicherweise überwiegen. Zudem hat der Politiker auch negative Konsequenzen derart zu berücksichtigen, daß es aufgrund eines kommunalen Imageverlustes („Mülleimer der Nation") längerfristig zu kommunalen Einnahmeverlusten kommen wird[154]. Relativierend muß allerdings in Betracht gezogen werden, daß nicht alle Unternehmer durch die Existenz einer solchen Anlage von einer Ansiedlung Abstand nehmen werden, sondern einige eventuell sogar davon angezogen werden. Aus dem Blickwinkel der Neuen Politischen Ökonomie kann festgehalten werden, daß die Entscheidung der lokalen Politiker weniger durch Gemeinwohlüberlegungen als durch Wahltaktik bestimmt wird. Das impliziert, daß dann, wenn der Kreis der negativ Betroffenen entweder relativ klein oder unter Wahlgesichtspunkten unbedeutend ist, deren Interessen von den Lokalpolitikern nicht berücksichtigt werden. Die Entscheidung wird bestimmt durch ein Abwägen von Aspekten, die einen Wählerstimmenzuwachs bzw. -erhalt versprechen, und solchen, die zu Stimmverlusten führen.

Neben den Standortkommunen sind möglicherweise auch die Interessen von Bewohnern der Nachbarkommunen tangiert. Das ist dann gegeben, wenn Emissionen in Wasser oder Luft die Grenzen der Standortkommune überschreiten oder die Anlieferung des Abfalls über die Straßen von Nachbarkommunen erfolgt. Damit können auch hier negative Wirkungen auftreten, die im Standortfindungs- und -durchsetzungsprozeß zu berücksichtigen sind. Die Artikulation der Betroffenheit kann entweder direkt oder durch (politische) Repräsentanten erfolgen[155].

Umweltschutzorganisationen können sich ebenfalls in ihren Belangen berührt fühlen. Diese werden weniger an ökonomischen als an ökologischen Aspekten interessiert sein. Verschmutzungen der Umweltmedien Luft und Wasser sowie daraus ableitbare Gefährdungen für die menschliche Gesundheit und/oder Tiere und Pflanzen stellen den Themenschwerpunkt für diese Organisationen dar. Die Intention ist dabei weniger auf Einzelpersonen oder -lebewesen ausgerichtet, sondern eher auf „den Menschen" bzw.

---

152 Vgl. E. Bölte, Müll aus Deutschland stinkt den Lothringern. „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Essen, Ausgabe vom 30. Januar 1992.

153 Vgl. R.-R. Schmidt-Cotta, S. 36f.

154 Vgl. auch K. Müller und M. Holst, S. 361.

155 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 115.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

„die Tier- und Pflanzenwelt". Die Umweltschutzorganisationen können möglicherweise auch Interessen der Natur zum Ausdruck bringen, die sich selbst nicht artikulieren kann und vielfach auch nicht einem Eigentümer zuzuordnen ist, der im Rahmen der Vertretung seiner eigenen Interessen den Belangen der Natur dienlich ist. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß auch diese Organisationen möglicherweise nur die Interessen ihrer Mitglieder widerspiegeln.

Neben den dargestellten Einzelpersonen und Gruppen, die durch die Existenz einer Anlage in ihren Interessen (überwiegend) negativ berührt werden, sind diejenigen zu berücksichtigen, die neben dem Betreiber von Beseitigungs- und Behandlungsanlagen profitieren. Diese Vorteile resultieren daraus, daß erst die Möglichkeit einer geordneten Behandlung oder Beseitigung die Gegebenheiten schafft, die Konsum bzw. Produktion ermöglichen. Hier ist zunächst darauf hinzuweisen, daß diese positiven Effekte zum Teil auch bei denjenigen anfallen, die die Nachteile einer solchen Anlage zu tragen haben. Aufgrund individueller Kosten-Nutzen-Abwägungen kann der einzelne seine Einstellung gegenüber der Errichtung der Anlage festmachen. Während im Immissionsbereich dieser Anlagen vielfach davon ausgegangen werden kann, daß die Pro-Kopf-Nachteile die Pro-Kopf-Vorteile bei vielen Individuen erheblich übersteigen, fallen bei den Konsumenten und Produzenten außerhalb des Immissionsbereiches der Anlage (abgesehen von den Transportkosten) nur Vorteile an. Diese sind dergestalt, daß Güter konsumiert und produziert werden können. Die daraus resultierenden Pro-Kopf-Vorteile sind aber im allgemeinen relativ gering, so daß ein Interesse an direkter Partizipation bei der Errichtung von Anlagen bei diesen Personen kaum besteht[156]. Ihre Interessen werden in den meisten Fällen nur durch politische Repräsentanten auf einer den Kommunen übergeordneten Ebene vertreten werden können. Dies gilt sowohl für die kleinen Abfallerzeuger aus dem Unternehmenssektor als auch für die Konsumenten. Eine Vertretung der betrieblichen Abfallerzeuger könnte auch durch Produzenten- und Arbeitnehmervereinigungen erfolgen[157]. Großunternehmen werden dabei eher in der Lage sein, ihren Interessen in einem Standortfindungs- und -durchsetzungsprozeß unmittelbar Gehör zu verschaffen. Hier ergibt sich aber zumindest teilweise die Situation, daß diesen Unternehmen eigene Behandlungs- und Beseitigungsanlagen zur Verfügung stehen, sie also im Gegensatz zu Erzeugern kleiner Abfallmengen nicht auf die Nutzung zentralisierter Anlagen angewiesen sind[158].

Diese Vielfalt von Interessen muß nun, soweit sie nicht intrapersonell in Übereinstimmung gebracht wird, in irgendeiner Form koordiniert werden. Dabei sind zum einen die Extreme einer rein überörtlichen bzw. rein lokalen Koordination denkbar, zum anderen eine Kombination dieser Alternativen. Überörtlich bedeutet in diesem Zusammenhang, daß die Entscheidung über die Errichtung und den Betrieb einer Anlage entweder von hoheitlichen Organen getroffen wird, die nicht nur diejenigen repräsentieren, die im Immissionsbereich einer Anlage leben[159], oder unmittelbar durch die in der überörtlichen Raumeinheit lebende Bevölkerung. Unter lokal ist eine Entschei-

156 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 112ff.
157 Vgl. R.-R. Schmidt-Cotta, S. 42f.
158 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 113f.
159 Hier ist zum Beispiel an Landesregierungen zu denken.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

dungsfindung auf der Ebene der Standortkommune zu verstehen[160]. Im folgenden sollen zunächst diese beiden Extremfälle kurz dargestellt und kritisch hinterfragt werden, bevor dann in einem weiteren Schritt eine Verknüpfung erfolgt.

2.2.3. Rein lokale versus rein überörtliche Lösungen

Bei einer rein lokalen Entscheidungskompetenz würde die betroffene Kommune unmittelbar oder durch ihre Repräsentanten über die Errichtung bzw. Nichterrichtung einer Anlage auf ihrem Gebiet allein Beschluß fassen können. Das grundlegende Interesse wird dabei an den Belangen der kommunalen Ebene ausgerichtet sein[161]. Vorstellungen derjenigen, die außerhalb des Gemeindegebietes angesiedelt sind, bleiben bei dieser Regelung insofern unberücksichtigt, als diese ihre Präferenzen für die Abfallanlage in der Kommune nur über ihre Zahlungsbereitschaft für die Behandlung oder Beseitigung von Abfällen artikulieren können. Sobald auf kommunaler Ebene nicht mehr sämtliche (potentiellen) Schäden monetär ersetzt werden können bzw. aufgrund fehlender rechtlicher Rahmenbedingungen eine Kompensation nicht möglich ist, wird diese Zahlungsbereitschaft für die Errichtung einer Anlage mit überörtlichem Einzugsbereich vielfach nicht ausreichen. Dazu tritt noch das bereits angesprochene Problem, daß auf kommunaler Ebene kaum eine Möglichkeit besteht, zur Behandlung oder Beseitigung angelieferte Abfälle zu identifizieren, so daß auch die Emissionen aus der Anlage möglicherweise nur eingeschränkt steuerbar sind[162].

Kommunen müssen allerdings grundsätzlich damit rechnen, daß sie von potentiellen Anlagenbetreibern als Standort für eine Abfallanlage ausgewählt werden, woraus sich die Frage nach den Möglichkeiten, eine solche Standortwahl zu blockieren, ergibt[163]. Dies könnte durch den prohibitiven Einsatz outputorientierter Instrumente geschehen, wenn deren Anwendung im Ermessensbereich der Kommunen läge. Allerdings ist es bereits ausreichend, wenn auf kommunaler Ebene über die Flächennutzung entschieden werden kann. Die grundsätzlichen Vorteile einer solchen kommunalen Flächennutzungsentscheidung liegen darin, daß dezentrale Informationsvorteile genutzt und kleinräumige Interessen besser berücksichtigt werden können[164]. Hier besteht dann aber die grundsätzliche Möglichkeit, Flächennutzungen in Verbindung mit Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen auszuschließen bzw. Flächen, die grundsätzlich dafür nutzbar wären, anderen Nutzungen vorzubehalten[165]. Damit liegt dann die Entscheidung über die Errichtung oder Nichterrichtung der Anlage letztlich bei

---

160 Dabei wird im folgenden vereinfachend von Konflikten abstrahiert, die auf kommunaler Ebene dadurch entstehen, daß auch hier vielfach nur ein Teil der Bevölkerung im Immissionsbereich solcher Anlagen leben wird.

161 Vgl. A.D. Tarlock, S. 433 und S. 439.

162 Vgl. auch D. Suhr, Die Bedeutung von Kompensationen und Entscheidungsverknüpfungen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], Konfliktbewältigung durch Verhandlungen. Band I: Informelle und mittlerunterstützte Verhandlungen in Verwaltungsverfahren. Baden-Baden 1990, S. 113ff., hier S. 126.

163 Vgl. auch F.A. v. Hayek [IV], S. 251, FN 14.

164 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 51f.

165 Vgl. I. Kucharzewski, Negotiation – Mediation. Neue Zauberworte in der Abfallwirtschaft? „Raumplanung", Dortmund, Jg. 52 (1991), S. 53ff., hier S. 54; A.D. Tarlock, S. 433ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

denjenigen, die auch die emissionsbedingten Risiken, die mit der Anlage verbunden sind, tragen[166]. Sobald aber Profitierende und Belastete divergieren, treten die oben geschilderten Probleme auf, da nur noch die negativ, aber nicht mehr die positiv Tangierten an der Entscheidung teilhaben. Während die Errichtung der Anlage für die Anlieger Risiken aufgrund von Schadstoffemissionen mit sich bringt, birgt ihre Nichterrichtung neben sicheren Nachteilen auch Risiken für die potentiellen Nutzer der Anlage, da diese auf bestimmte Produktions- und Konsumaktivitäten verzichten müssen. Zwar wäre es theoretisch denkbar, daß jede Kommune die auf ihrem Gebiet anfallenden Abfälle selbst behandelt und beseitigt. Damit wäre, solange man intrakommunale Konflikte und Konflikte zwischen Nachbarkommunen aufgrund von Emissionen aus diesen Anlagen aus der Betrachtung ausklammert, das Bereitstellungsproblem gelöst. Eine solche Lösung kann aber möglicherweise unter Kostenüberlegungen nicht befriedigen, weil potentielle Skalenerträge von Behandlungs- und Beseitigungsanlagen nicht ausgenutzt würden. Hier kommt es dann zu einem Konflikt zwischen einem monetär bewertbaren Optimum und Gerechtigkeitsüberlegungen[167]. Außerdem könnte eine solche Vielzahl von Anlagen unter ökologischen Gesichtspunkten problematisch sein. Allerdings ist auch zu berücksichtigen, daß das Transportrisiko durch Verzicht auf zentralisierte Anlagen reduziert werden kann, so daß bei der Bestimmung der kostenminimalen Anlagenkapazität nicht nur die Anlagenkosten, sondern auch die Transportkosten in Betracht zu ziehen sind[168]. Dem ist unter Gerechtigkeitsüberlegungen aber wiederum entgegenzustellen, daß eine Dezentralisierung von Anlagen – zumindest für problematische Produktionsabfälle – den Personen, die den möglicherweise nicht kompensierbaren Risiken der Produktion ausgesetzt sind, auch noch diejenigen aus der Behandlung und Beseitigung auferlegen würde[169]. Daneben sind einer Dezentralisierung natürliche Grenzen derart gesetzt, daß es keine räumliche Gleichverteilung von unter technisch-naturwissenschaftlichen Aspekten geeigneten Standorten gibt, so daß eine nahezu beliebige Teilbarkeit von Kapazitäten aus diesem Grunde nicht realisierbar ist.

Rein lokale Entscheidungen werden in der Regel nur zu einem gesamtwirtschaftlich unzureichenden Angebot von Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten führen[170]. Sobald auch überörtliche Belange zu berücksichtigen sind, wird es damit sinnvoll, in irgendeiner Form auch diese über die lokale Ebene hinausgreifenden Interessen in den Entscheidungsprozeß zu involvieren[171]. Damit stellt sich die Frage, wie und in

---

166 Vgl. H. Seiler, S. 05-18.

167 Vgl. P. v. Wilmowsky, S. 253ff.

168 Vgl. D. Morell, S. 564.

169 Morell ist um diesen Aspekt zu ergänzen, da er mit dezentralisierten Anlagen nur den Vorteil verbindet, daß diese in bereits industrialisierten Regionen errichtet und betrieben würden, so daß keine Konflikte aufgrund unterschiedlicher Landnutzungen entstünden. Der Aspekt der Ballung von Risiken in industrialisierten Regionen findet bei ihm keine Beachtung. Vgl. D. Morell, S. 564f.

170 Vgl. A.D. Tarlock, S. 438.

171 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 49; M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 59; H. Seiler, S. 05-17 und S. 05-19f. Nach Kloepfer umfaßt der Terminus Gemeinwohl „nicht nur den Ausgleich sachlich verschiedener Interessen, sondern auch den Ausgleich unterschiedlicher ortsbezogener Interessen..."; M. Kloepfer [III], Umweltsinn und Sonderabfallentsorgung. In: Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts 1991 (Schriftenreihe des Instituts für Umwelt- und Technikrecht der Universität Trier, Band 15.) Düsseldorf 1991, S. 139ff., hier S. 145f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

welchem Ausmaß die kommunale Autonomie eingeschränkt werden kann. Der Konflikt, der sich dabei einstellt, besteht zwischen der Herrschaft der Mehrheit und den Rechten der Minderheit[172].

Die Entscheidung auf übergeordneter Ebene könnte grundsätzlich durch eine unmittelbare Abstimmung über einen Standort oder durch politische Repräsentanten getroffen werden. Bei unmittelbarer Abstimmung wird ein einstimmiger Entscheid nicht zu erhalten sein, da die Bürger am geplanten Standort zumindest zum Teil gegen diese Anlage stimmen werden, sofern sie keinen angemessenen Ausgleich für ihnen entstehende Schäden sehen, was unter Berücksichtigung nicht-monetärer Schäden wahrscheinlich ist. Sobald von der Einstimmigkeitsregel in nennenswertem Umfang abgewichen wird, besteht die Möglichkeit, daß letztlich jeder Standort per Mehrheitsentscheid durchsetzbar wird, wodurch zwar das Sankt-Florians-Prinzip außer Kraft gesetzt wird[173], gleichzeitig aber eine erhebliche Beschränkung kleinräumiger (lokaler) Handlungsspielräume erfolgen muß[174]. Solche Entscheidungen sind nur „effizient" in dem Sinne, daß Informations- und vor allem Durchführungskosten drastisch gesenkt werden und das Risiko aus dem Anfall von Abfällen für die Abfallerzeuger durch eine geordnete Behandlung und Beseitigung reduziert wird. Hier wird der Konflikt deutlich, daß die Behandlung und Beseitigung von Abfällen (insbesondere von Sonderabfällen) zum einen ein herausragendes Anliegen des Umweltschutzes ist, zum anderen aber selbst Umweltrisiken mit sich bringt[175]. Geht man davon aus, daß die Mehrheit nicht grundsätzlich daran interessiert ist, die Interessen des einzelnen oder der Minderheit zu berücksichtigen[176], die durch die kleinräumige Ballung von Risiken berührt werden, wird die Installation der oben bereits angesprochenen Schutzmaßnahmen gegen unzumutbare Belastungen notwendig. Hier könnte beispielsweise an Vetorechte und einklagbare Grundrechte gedacht werden. Ein Vetorecht von Einzelpersonen oder politischen Repräsentanten auf kommunaler Ebene würde aber letztlich wieder dazu führen, daß das Freifahrerverhalten voll zum Tragen käme. Ein Beschreiten des Rechtsweges ermöglicht zwar einerseits den Schutz der Betroffenen, kann aber andererseits zu erheblichen volkswirtschaftlichen Kosten dadurch führen, daß Anlagen längerfristig nicht in Betrieb genommen werden können. Zudem entstehen erhebliche Unsicherheiten dadurch, daß diese Verfahren ex ante weder inhaltlich noch zeitlich oder vom Ergebnis her bestimmbar sind, so daß ein Teil der potentiellen Investoren auf einen Kapitaleinsatz

---

172 „The siting of hazardous waste facilities, then, involves basic political dilemmas, among the most important being the conflict between majority rule and minority rights"; D. Morell and C. Magorian, S. 2. Seiler stellt diesen Konflikt – bezogen auf radioaktive Abfälle – wie folgt dar: „Angenommen, es lässt sich in der ganzen Schweiz keine geeignete Gemeinde finden, die bereit ist, diese Abfälle auf ihrem Gebiet zu lagern. Einerseits sind wir stolz auf die Gemeindeautonomie und messen ihr einen politischen Wert bei. Andererseits sind wir gezwungen, diese Autonomie einzuschränken und notfalls mit polizeilicher Gewalt den Bau eines Endlagers durchzusetzen"; H. Seiler, S. 05-12. Vgl. auch M. Kloepfer [III], S. 142.

173 Vgl. R. Steinberg, Standortplanung umweltbelastender Großvorhaben durch Volksbegehren und Volksentscheid? Anmerkungen zum Volksbegehren „Keine Startbahn West". „Zeitschrift für Rechtspolitik", München, Jg. 15 (1982), Heft 5, S. 113ff., hier S. 118.

174 Vgl. B. Holznagel [I], S. 130.

175 Vgl. M. Kloepfer [III], S. 145.

176 Vgl. M. Kloepfer [III], S. 142.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

im Behandlungs- und Beseitigungsbereich verzichten wird[177]. Die durch die zentrale Entscheidung eingesparten Informations- und Durchführungskosten werden so durch einen deutlichen Anstieg der Kontrollkosten[178] in der Form einer Kontrolle der Vereinbarkeit der Entscheidung mit individuellen Rechtsansprüchen konterkariert, da hier versucht wird, externalisierte Kosten zumindest zum Teil abzubauen oder zu internalisieren.

Ein Teil der Probleme könnte eventuell dadurch gelöst werden, daß auf einen direkten Volksentscheid verzichtet und der Entscheid über die Anlage durch politische Repräsentanten getroffen wird. Dadurch wäre zwar die Möglichkeit gegeben, daß die übergeordneten Repräsentanten die Vor- und Nachteile einer Anlage abwägen[179]; legt man aber die Hypothese individuell rationalen Verhaltens zugrunde, so wird die Entscheidung weniger von einer Abwägung kollektiver Gewinne und individueller Verluste bestimmt, sondern eher von wahltaktischen Überlegungen[180]. Wird der Stimmenanteil derjenigen, die eine Entscheidung für die Anlage durch Stimmentzug sanktionieren, als ohne Einfluß auf das Wahlergebnis angesehen, so besteht auch hier die Gefahr, daß die Interessen der negativ Beeinträchtigten keine Berücksichtigung finden[181]. Eine Ablehnung einer solchen Anlage auch auf zentraler Ebene ist möglicherweise dann zu erwarten, wenn überörtliche Interessengruppen ebenfalls gegen sie votieren und/oder eine Technologie zur Anwendung kommen soll, die in der Bevölkerung grundsätzlich umstritten ist.

Die Durchsetzbarkeit überörtlicher Entscheidungen durch politische Repräsentanten oder durch unmittelbare Abstimmungen ist allerdings vielfach nur formaler, nicht aber materieller Art[182]. Zum einen besteht die erwähnte Möglichkeit, den Rechtsweg einzuschlagen. Zum anderen können vor Ort quasi-legale und illegale Maßnahmen ergriffen werden, um die Errichtung oder den Betrieb einer Anlage dauerhaft zu verhindern, zu unterbrechen oder zumindest generell zu verunsichern[183]. Derartige Aktionen können sowohl für die politischen Repräsentanten vor Ort[184] als auch für die betroffenen Bürger wegen der (zumindest subjektiv als sehr hoch empfundenen) Pro-Kopf-Kosten einer Abfallanlage rational sein. Damit kann durch übergeordnete Ebenen der lokalen Stufe letztlich nur die Erlaubnismacht entzogen werden, nicht aber die politische Macht, die zur Bekämpfung von Anlagenstandorten eingesetzt werden

---

177 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 95.

178 Vgl. D. Madigan, L. Susskind und A. Weinstein, Vorüberlegungen für eine verbesserte Konfliktbewältigung im Umweltbereich. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 151ff., hier S. 154.

179 Vgl. H.P. Peters und P.M. Wiedemann, S. 168.

180 Zur Ökonomischen Theorie der Demokratie vgl. G. Kirsch, S. 106ff.; vgl. auch M. Kloepfer [III], S. 140.

181 Hier ergibt sich dann das Problem, daß Anlagen dort errichtet werden, wo aufgrund der Bevölkerungsstruktur der geringste Widerstand zu erwarten ist. Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 154ff.; vgl. auch o.V., Indianer und Schwarze prangern Umweltrassismus der Weißen an. „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Ausgabe vom 11. November 1991.

182 Vgl. P. Knoepfel und M. Rey, S. 261f.; M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 59.

183 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 95f.; P. v. Wilmowsky, S. 248; H. Treiber, Über mittlerunterstützte Verhandlungen bei umstrittenen Standortentscheidungen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 267ff., hier S. 268.

184 Vgl. R.-R. Schmidt-Cotta, S. 36f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

kann. Hier wird es in irgendeiner Form notwendig, auch die negativ Betroffenen in die Entscheidungsfindung einzubeziehen. Eine Berücksichtigung sämtlicher individueller Interessen, also letztlich eine Verhandlungslösung auf rein privatwirtschaftlicher Ebene ist – wie oben gezeigt – nicht durchführbar[185]. Eine Lösungsmöglichkeit könnte darin gesehen werden, von einer Aushandlung abzusehen, aber die Interessen der Betroffenen in Form eines Anhörungsverfahrens in die Entscheidungsfindung einzubeziehen. Je umfangreicher aber die Zahl der unmittelbar Partizipierenden ist, desto stärker müssen Informations- und Durchführungskosten reduziert werden, um in angemessener Zeit zu einer Entscheidung zu kommen. Diese Kostensenkung wird beispielsweise durch Begrenzung von Redezeiten und den (kapazitätsmäßig begründeten) Verzicht auf Informationsaufnahme und -verarbeitung erfolgen. Konsequenz wird sein, daß die Betroffenen bei der Letztentscheidung ihre Interessen vielfach nicht berücksichtigt finden, so daß das Ergebnis des Prozesses auch nicht akzeptiert wird[186].

Es tritt hier ein Konflikt zwischen der Reduzierung externer Kosten durch die Einbeziehung sämtlicher Beteiligter und der Effizienz des Verfahrens auf. Unter diesem Gesichtspunkt wird es erforderlich, den Kreis derjenigen, die am Entscheidungsfindungsprozeß unmittelbar partizipieren, zu reduzieren. Zu fragen ist, wer direkt einzubeziehen ist, wessen Interessen über Repräsentanten vertreten werden sollen und wer letztlich unberücksichtigt bleiben soll. Dabei ist, worauf bereits hingewiesen wurde, zu bedenken, daß bei einer Vertretung über Repräsentanten die Kosten des Entscheidungsfindungsprozesses nicht unbedingt reduziert, sondern nur aus dem Standortfindungs- und -durchführungsprozeß ausgelagert werden, da ein Teil der Konflikte nun zwischen den Personen ausgetragen wird, die einen Repräsentanten bestimmen.

Notwendig ist ein Verfahren, das zwischen alleiniger staatlicher Entscheidung und vollständigem lokalen Veto angesiedelt ist und dessen Ergebnis auch von den negativ Tangierten als legitim angesehen wird. Dabei ist es zwar unwahrscheinlich, daß alle die Anlage akzeptieren werden, aber es besteht die Chance, daß zumindest das Verfahren, welches zu der Standort- und Anlagenentscheidung geführt hat, respektiert wird[187].

2.2.4. Verknüpfung von überörtlichen und lokalen Entscheidungen

2.2.4.1. Legitimation und Verfahrensüberblick

Wenn auch eine allgemeine Zustimmung zu einem konkreten Standort für eine Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlage nicht zu erwarten ist, so ist es doch denkbar, daß eine umfassende Zustimmung dazu gefunden werden kann, solche

185 Vgl. Abschnitt 4 im vierten Kapitel.

186 Vgl. B. Holznagel [I], S. 45; M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 56 und 59.

187 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 97f.; R.-R. Schmidt-Cotta, S. 44; H.P. Peters und P.M. Wiedemann, S. 164; G. Kirsch, S. 46; B. Soloman and D.M. Cameron, Nuclear Waste Repository Siting: An Alternative Approach. In: M. Chatterji (Ed.), Hazardous Materials Disposal: Siting and Management. Brookfield 1987, S. 119ff., hier S. 121 und S. 125.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Entscheidungen nach bestimmten Regeln zu treffen, weil dadurch die Möglichkeiten aller verbessert werden könnten[188]. Die Festlegung solcher Regeln wird aber eben nur dann problemlos möglich sein, wenn für die einzelnen noch nicht absehbar ist, ob sie von ihnen profitieren oder nicht. Der Konsens ginge in diesem Fall über die besonderen Gegebenheiten hinaus, von denen die Individuen Kenntnis haben[189]. Ein umfassender Konsens über ein grundlegendes Verfahren zur Standortfindung wird zumindest dann nicht zu erzielen sein, wenn es um Standorte für Anlagen geht, die auf bestimmte Bodenqualitäten angewiesen sind, deren Verteilung im Raum bekannt und deren Anzahl nur gering ist, so daß diejenigen, die in der Nachbarschaft solcher Qualitäten wohnen, ihre Zustimmung verweigern werden. Ist diese Situation gegeben, kann bezüglich der Verfahrensakzeptanz nur über Gedankenexperimente argumentiert werden[190]. Es könnte auf einen hypothetischen Gesellschaftsvertrag oder eine hypothetische allgemeine Zustimmung zurückgegriffen wird, woraus dann praktische Verfahren abgeleitet werden[191]. Diese Verfahren könnten entweder durch das Parlament oder durch eine Zweite Kammer im Hayekschen Sinne festgelegt werden, die bezüglich der Standortfindung und -durchsetzung Regeln aufzustellen hätten, die „für eine unbestimmte Anzahl unbekannter zukünftiger Fälle ... gelten; der Bildung und Erhaltung einer abstrakten Ordnung, deren konkrete Inhalte unvorhersehbar wären, aber nicht der Erreichung bestimmter konkreter Absichten ... dienen; und schließlich alle Regelungen auszuschließen [hätten], deren prinzipielle Auswirkung auf einzelne identifizierbare Individuen oder Gruppen beabsichtigt oder bekannt wäre"[192]. Notwendig ist zunächst eine Entscheidung darüber, durch welche Institution das Verfahren umgesetzt wird. Dies könnte durch die Regierung geschehen. Denkbar wäre es aber auch, zur Lösung dieser Probleme eine politisch autonome Institution zu schaffen[193].

---

188 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 33ff. und 193f.

189 Vgl. F.A. v. Hayek [IV], S. 34.

190 Vgl. G. Kirchgässner, S. 197.

191 In der Bundesrepublik sind in diesem Zusammenhang die Abfallbeseitigungsplanung und das Planfeststellungsverfahren relevant. Die Abfallbeseitigungsplanung dient der (groben) Festlegung von Standorten, Verfahren, Einzugsbereichen und Trägern, während das Planfeststellungsverfahren den Interessenausgleich vor Ort ermöglichen soll. Da im Rahmen dieser Arbeit keine konkrete Kritik dieser Verfahren beabsichtigt ist, sondern eine theoretische Analyse von Standortdurchsetzungsproblemen und Lösungsansätzen, sei auf folgende Literatur verwiesen: K. Müller und M. Holst; G. Jung, Die Planung in der Abfallwirtschaft. Aktuelle Fach- und Rechtsfragen. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 20.) Berlin 1988; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 73ff. Eine ausführliche Bestandsaufnahme sowohl der deutschen als auch der US-amerikanischen Handhabung liefert Holznagel, der zudem die Konfliktverarbeitungsdefizite dieser Verfahren herausarbeitet; vgl. B. Holznagel [I], S. 51ff. Vgl. ohne speziellen Bezug zu Abfallentsorgungsanlagen auch R. Steinberg u.a., Zur Beschleunigung des Genehmigungsverfahrens für Industrieanlagen. Eine empirische und rechtspolitische Untersuchung. (Verwaltung 2000, Band 2.), Baden-Baden 1991.

192 F.A. v. Hayek [IV], S. 152. Die Vereinbarkeit der Aufstellung von grundsätzlichen Regelungen bezüglich der Abfallbeseitigung mit den Vorstellungen von Hayeks wird hier daraus abgeleitet, daß er diese Kammer nicht allein auf die Prinzipien der Besteuerung reduziert wissen möchte, sondern ihr auch Kompetenzen hinsichtlich der Formulierung all jener „Sicherheits- und Gesundheitsvorschriften ..., einschließlich solcher Produktions- und Konstruktionsvorschriften, die im allgemeinen Interesse durchgesetzt werden müssen und in Form allgemeiner Regeln Ausdruck finden sollten", zuweist; F.A. v. Hayek [IV], S. 158.

193 Vgl. M. Kloepfer [III], S. 140; R. Vaubel [II[, Privatisierung als wettbewerbspolitische Aufgabe. „Ordo – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft", Stuttgart, Band 42 (1991), S. 253ff., hier S. 256f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Da es sich bei dem Standortfindungs- und -realisationsproblem um einen Bereich mit langfristigen Auswirkungen handelt, kann es sinnvoll sein, diesen Prozeß der Regierung zu entziehen, um wahltaktischen Überlegungen die Grundlage zu nehmen. Standortentscheidungen sind langfristiger Natur, da sie auch die Möglichkeiten künftiger Generationen beeinflussen. Aus diesem Grunde muß die Basis geschaffen werden, daß auch unpopuläre Entscheidungen getroffen werden, ohne daß dies Sanktionen für die Entscheidungsträger auslöst, weil bestimmten Gruppen (ökonomische) Verluste aufgebürdet werden[194]. Diese autonome Institution muß nicht unbedingt undemokratisch sein, sondern es kann sich bei ihr durchaus um eine Verfassungsinstitution handeln, die auf einem umfassenden Konsens der Mitglieder des Kollektivs beruht[195]. Im Zusammenhang mit den hier interessierenden Problemen könnten (abhängig von der Art der zu beseitigenden oder zu behandelnden Abfälle und damit den Einzugsbereichen der Anlagen) Standortgremien geschaffen werden, denen die Kompetenz zugewiesen wird, Standorte auszuweisen und durchzusetzen. Einem solchen Gremium könnte in Anlehnung an die Aufgaben der Deutschen Bundesbank der Auftrag zugewiesen werden, mit Hilfe der abfallpolitischen Befugnisse die Abfallbehandlung und -beseitigung der Wirtschaft mit dem Ziel einer Aufrechterhaltung von Güterproduktion und -konsumtion sicherzustellen[196]. Hier müßte unter anderem geregelt sein, welche Aufgaben diese Institution wahrzunehmen hätte, wie sie zu organisieren wäre, wie ihr Verhältnis zur Regierung wäre und welche abfallpolitischen Befugnisse ihr zukämen. Diese Befugnisse könnten dabei die Kapazitätsplanung, die Standortauswahl und -bewertung sowie die Standortrealisation betreffen, wobei das Gremium an das geltende Recht zu binden wäre und insbesondere an die Rahmenbedingungen, die durch umweltpolitische Erfordernisse gesetzt werden.

Eine Zustimmung zu einem solchen Gremium, dem die Macht zugesprochen wird, Standorte verbindlich festzulegen, kann zu einem Zeitpunkt ex ante letztlich nur über einen hypothetischen Vertrag erwartet werden. Ex post kann eine solche Regelung aber durchaus auf umfassende Zustimmung stoßen, denn wenn die Individuen „gelernt haben, einige allgemeine Regeln zu akzeptieren, die alle besonderen Maßnahmen lenken und an denen selbst die Mehrheit festhält, werden sie es dulden, daß ihre eigenen Wünsche unberücksichtigt bleiben"[197]. Für eine solche zustimmungsfähige Regelung kann davon ausgegangen werden, daß weder ein absolutes Vetorecht noch eine völlige Entmachtung für die Standortkommunen vereinbart wird, sondern ein Beteiligungsrecht, um unzumutbare Belastungen zu vermeiden. Ein solches Beteiligungsrecht könnte auch für die Praxis einen Lösungsansatz bieten. Ein alleiniges Entscheidungsrecht des Standortgremiums würde auf die gleichen Schwierigkeiten stoßen wie alle anderen übergeordneten Entscheidungen, bei denen die Interessen der negativ Betroffenen ausgeblendet werden[198].

---

194 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 70; M. Kloepfer [III], S. 140.

195 Vgl. R. Vaubel [II], S. 256. Institutionalisiert sind solche Organe in der Bundesrepublik beispielsweise in der politisch autonomen Bundesbank und dem weitgehend autonomen Kartellamt.

196 Vgl. zu einem Gesetz über eine politisch autonome Institution Gesetz über die Deutsche Bundesbank vom 26. Juli 1957 (BGBl. III, S. 7620-1).

197 F.A. v. Hayek [IV], S. 34.

198 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 131.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Notwendige Verfahrensschritte zur Standortauswahl und -realisation sind die Festlegung von Kriterien, nach denen potentielle Standorte ausgewählt werden, die Gewichtung und Verknüpfung dieser Kriterien, die Standortauswahl, die Vorgehensweise vor Ort sowie die endgültige Entscheidung[199]. Zudem ist das Verfahren zeitlich zu begrenzen. In die einzelnen Verfahrensschritte könnten neben den Mitgliedern des Standortgremiums sowohl die gesetzgebende Versammlung als auch potentiell Betroffene einbezogen werden. Je nach Ausgestaltung sind dann auch unterschiedliche Anforderungen an die personelle Zusammensetzung des Standortgremiums zu stellen. Die einzelnen Verfahrensschritte sollen im folgenden näher beleuchtet werden.

2.2.4.2. Verfahrensschritte

2.2.4.2.1. Auswahl, Gewichtung und Verknüpfung von Standortkriterien

Kriterien, nach denen (potentielle) Standorte für Anlagen festgelegt werden, müssen verfügbar und akzeptiert sein, bevor ein konkreter Standort oder eine Mehrheit potentieller Standorte ausgewählt wird, da sonst davon auszugehen ist, daß die negativ Betroffenen über ad hoc-Kriterien den geplanten Standort als ungeeignet definieren. Die Notwendigkeit der Vorabauswahl von Standorten nach bestimmten Kriterien resultiert aus der Schwierigkeit (oder teilweise auch Unmöglichkeit), konkurrierende Nutzungen vor allem der Umweltmedien Luft und Wasser über Märkte und damit Preise zu koordinieren. Wäre dies möglich, könnte der Anlagenbetreiber den Standort auswählen, der ihm unter Erlös- und Kostengesichtspunkten den höchsten Gewinn brächte. Das aus der Erfassungs- und Bewertungsproblematik folgende Freifahrerverhalten läßt eine solche Vorgehensweise scheitern. Wäre der Anlagenbetreiber gezwungen, einen nicht bereits nach bestimmten Kriterien selektierten Standort auszuwählen, würde er nur die bei ihm monetär wirksam werdenden Kosten berücksichtigen. Vor Ort würde ihm (ebenso wie übergeordneten Einheiten, die an der Realisation eines Standortes interessiert sind) dann aber wahrscheinlich vorgehalten, daß andere Standorte bezüglich der monetär nicht kompensierbaren Risiken und sicheren Schäden geeigneter seien als der ausgewählte Standort, weil dort weniger oder andere, minder gewichtige Schutzgüter betroffen wären. Unter diesen Gesichtspunkten kann es vorteilhaft sein, wenn ein Verfahren zur Anwendung kommt, innerhalb dessen Standorte nach bestimmten Kriterien so ausgewählt werden, daß (nicht kompensierbare) negative Effekte möglichst reduziert werden[200]. Dazu sind erstens Anforderungen zu formulieren, denen Standorte genügen müssen. Zweitens sind die Ausprägungen dieser Anforderungen zu gewichten und drittens miteinander zu verknüpfen[201]. Zunächst soll auf die Standorteigenschaften eingegangen werden.

Bei der Auswahl von Kriterien sind Schutzgüter und (mögliche) Schadwirkungen der Anlage gegenüberzustellen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß einerseits die Schutz-

199 Zu einem praktizierten Verfahren in Kanada vgl. A. Armour, Entscheidung für die Kooperation: Ein innovativer Ansatz der Deponiesuche. In: H. Zilleßen u.a. (Hrsg.), Die Modernisierung der Demokratie, Internationale Ansätze. Opladen 1993, S. 156ff.

200 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 160.

201 Zur praktischen Ausgestaltung eines derartigen Verfahrens vgl. M. Rey, Die Steuerung eines Beratungs- und Entscheidungsprozesses. In: H. Zilleßen u.a. (Hrsg.), S. 183ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

güter räumlich divergieren, andererseits die eventuellen negativen Wirkungen auch von der Anlagenart bestimmt werden[202]. Zur Sicherung von Schutzgütern können drei Maßnahmen zur Anwendung kommen:

- der generelle Verzicht auf die Errichtung von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen an bestimmten Standorten;
- die generelle Vorgabe von natürlichen Gegebenheiten als Voraussetzung für eine Standortakzeptanz;
- die Aufbringung finanzieller Mittel.

Die zuerst genannten Kriterien können im Rahmen einer Negativliste formuliert werden und haben den Zweck, potentielle Gefahren an bestimmten Standorten erst gar nicht entstehen zu lassen[203]. Bei Flächen, die generell ausgeschlossen werden, handelt es sich beispielsweise um Wasserschutz-, Siedlungs-, Naturschutz- und Überschwemmungsgebiete[204]. Die an zweiter Stelle aufgeführten Aspekte können im Rahmen einer Positivliste dargestellt werden. Hier geht es vor allem darum, natürliche Standorteigenschaften als Barriere gegenüber dem Austritt von Schadstoffen zu nutzen. Mittels dieser beiden Kriterien können zunächst bestimmte Standorte als für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen grundsätzlich ungeeignet ausgeschlossen werden. Durch die Aufbringung finanzieller Mittel ist es schließlich möglich, aufgrund einer veränderten Anlagenausstattung mit reduzierter Schadstoffemission oder einer Veränderung der Schutzgüter (räumliche Verlagerung, Errichtung künstlicher Barrieren zur Abwehr von Schäden) Schadwirkungen zu reduzieren, um so einen Standort für eine Behandlungs- oder Beseitigungsanlage nutzbar zu machen. Für eine Vorauswahl von Standorten können hier aber nur grobe Kriterien herangezogen werden, da eine genaue Spezifizierung der Situation vor Ort (Schutzgüter und Schadenswirkungen) für jeden potentiellen Standort mit zu hohen Kosten verbunden wäre.

Kriterien der Negativ- und Positivliste müssen nicht derartig ausgestaltet sein, daß sie in jedem Fall zu einer Ablehnung eines Standortes führen. Denkbar ist auch, daß es nur dann zu einer Aussonderung kommt, wenn bestimmte Mindestanforderungen nicht erfüllt sind. Damit sind etwa Kriterien wie Abstand zu Wohngebieten oder die Nähe von Verkehrsinfrastruktureinrichtungen angesprochen[205]. Diese standortbezogenen Ausschlußkriterien können durch anlagenbezogene, wie maximale Geländeneigung oder Mindestflächenbedarf, ergänzt werden. Für das Aussondern von Standorten reicht der Nachweis ihrer Nicht-Eignung. Die verbliebenen potentiellen Standorte müssen dann auf ihren unterschiedlichen Eignungsgrad hin überprüft werden[206]. Hier wird es notwendig, die spezifischen (möglichen) Wirkungen einer Anlage den

---

202 Vgl. H.-P. Tietz, Standortkriterien für Abfallentsorgungsanlagen als Grundlage für die planerische Abwägung im Raumordnungsverfahren. „Informationen zur Raumentwicklung", Bonn, Jg. 38 (1988), S. 681ff., hier S. 683ff.

203 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 88.

204 Vgl. H.-P. Tietz, S. 684; G.O. Dieckhoff und H.R. Prack, Die vergleichende Untersuchung von Standorten für Abfallentsorgungsanlagen. Die planungsrechtlichen und technischen Kriterien der Standortbewertung. „Müll und Abfall", Jg. 22 (1990), S. 631ff., hier S. 634ff.

205 Zu einem ausführlichen Kriterienkatalog vgl. H.-P. Tietz, S. 688f.

206 Vgl. H.-P. Tietz, S. 685.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

speziellen Standorteigenschaften gegenüberzustellen. Damit ist das weiter unten zu behandelnde Problem verbunden, daß die (potentielle) Beeinträchtigung verschiedener Schutzgüter an unterschiedlichen Standorten miteinander vergleichbar gemacht werden muß. Der Aussonderungsprozeß für Standorte ist dann zu beenden, wenn entweder nur noch ein Standort verbleibt oder mehrere Standorte in etwa gleich zu bewerten sind. Auf diese Art und Weise könnten dann Flächen ausgewiesen werden, die für noch unbestimmte künftige Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten zur Verfügung stehen[207]. Dabei ist sicherzustellen, daß die betroffenen Kommunen nicht die Möglichkeit haben, durch den nachträglichen Ausweis entgegenstehender Nutzungen auf dem entsprechenden Grundstück oder auf Nachbargrundstücken eine Anlagenerrichtung zu verhindern. Dies könnte entweder durch einen Erlaubnisvorbehalt oder ein Enteignungsrecht übergeordneter Organe[208] oder durch die Verpflichtung zum Ausweis eines Alternativgrundstückes verhindert werden.

Eine solche Vorabfestlegung von geeigneten Flächen bringt sowohl Vor- als auch Nachteile mit sich. Nachteilig ist es, daß an jedem potentiellen Standort möglicherweise Widerstände gegen eine eventuell zu errichtende Anlage ausgelöst werden. Von Vorteil ist zunächst, daß ein Vorhabenträger nicht mehr mit dem Argument abgewiesen werden kann, daß andere Standorte besser geeignet wären. Zudem können risikoscheue Betroffene mit Abwanderung oder Verzicht auf Zuwanderung reagieren, während Abfallerzeuger, die auf entsprechende Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten angewiesen sind, eventuell zuwandern.

Es stellt sich nun die Frage, durch wen über die relevanten Standortkriterien entschieden werden soll. Relativ einfach dürfte es sein, eine Einigung bezüglich der Kriterien zu finden. Einigkeit wird auch noch verhältnismäßig einfach darüber herzustellen sein, welche Schutzgüter zu berücksichtigen sind. Die Standortauswahl nach Kriterien der Positiv-/Negativliste, die in jedem Fall erfüllt sein müssen, ist danach eher technischer Natur, wenn die Einigung auf eine solche Liste erst einmal erfolgt ist. Probleme werden sich allerdings hinsichtlich der Gewichtung anderer Kriterien, die nicht unbedingt zum Ausschluß eines Standortes führen, und ihrer Verknüpfung miteinander ergeben. Beide Aspekte beinhalten letztlich politische Entscheidungen[209].

Das Gewicht, das einem Kriterium zugemessen wird, legt seine Bedeutung im Rahmen der Standortentscheidung fest. So werden Vertreter aus dicht besiedelten Gebieten dem Abstand der Anlage zur Wohnbevölkerung erhebliche Relevanz zusprechen, während im ländlichen Raum die Vereinbarkeit mit bereits existierenden Landnutzungen große Bedeutung erlangen wird[210]. Werden diese Gewichte unter Beteiligung der potentiell Betroffenen festgelegt, kann davon ausgegangen werden, daß versucht wird, Gewichte so zu setzen, daß die eigene Kommune als Standort verschont bleibt. Zudem muß berücksichtigt werden, daß, sobald eine Kommune befürchtet, daß sie aufgrund bestimmter Kriterien ein potentieller Standort wird, der Konsens über die Kriterien

207 Vgl. G.O. Dieckhoff und H.R. Prack, S. 638.
208 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 176f.
209 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 161.
210 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 163.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

verloren gehen kann. Letztlich wird die Auseinandersetzung um Standorte in eine Debatte um die Gewichtung und Verknüpfung von Kriterien verlagert[211].

Politische Entscheidungen sind auch hinsichtlich der Austauschbeziehungen zwischen einzelnen Kriterien zu fällen. Geht man vom einfachsten Fall eines Gesamtindikators aus, in dem beispielsweise die Ausprägungen der ausgewählten Kriterien über Nutzwerte[212] bestimmt werden, könnten diese additiv oder multiplikativ miteinander verknüpft werden. Es ergäbe sich dann beispielsweise bei additiver Verknüpfung der Gesamtindikator GI

$$GI = g_1 \cdot K_1 + g_2 \cdot K_2 + g_3 \cdot K_3. \tag{8}$$

Die K_i mit $i = 1, 2, 3$ stehen hier für angenommen drei Kriterien, die mit den Gewichten g_1 bis g_3 multipliziert werden, wobei sich die Gewichte zu 1 bzw. zu 100 addieren. Eine additive Verknüpfung signalisiert dabei, daß die verschiedenen Kriterien als beliebig austauschbar angesehen werden, besonders schlechte Ausprägungen einiger Kriterien könnten vollständig durch besonders gute Ausprägungen anderer aufgewogen werden. Bei einer mulitplikativen Verknüpfung würde dagegen solchen Standorten besonders Rechnung getragen, an denen einige Kriterien eine besonders schlechte Ausprägung haben, da sie dann durch überdurchschnittliche Ausprägungen anderer Werte nicht kompensiert werden könnten[213].

Sowohl die Verknüpfung als auch die Gewichtung der Kriterien geben Anlaß zu politischen Auseinandersetzungen. Damit besteht aber die Gefahr, daß dann, wenn Repräsentanten, welche die Interessen der potentiell Betroffenen vertreten, an der Kriterienauswahl teilnehmen, Entscheidungen auch unter dem Gesichtspunkt gefällt werden, die eigene Kommune möglichst von der Auswahl zu verschonen. Soll die Entscheidung einstimmig getroffen werden, wird keine Entscheidungsfindung möglich sein. Wird dagegen auf einen einstimmigen Beschluß verzichtet, könnte der Fall eintreten, daß die Überstimmten, wenn sie als Standort ausgewählt werden, diese Entscheidung nicht akzeptieren. Unter diesem Gesichtspunkt scheint es vorteilhaft zu sein, wenn die Entscheidung von solchen Personen getroffen wird, die kein persönliches Interesse am Ausgang des Prozesses haben. Es könnte sich dabei um Mitglieder des Standortgremiums handeln, denen dann aber auch politische Rechte zuzuweisen wären. Diese könnten durch eine Wahl der Personen bestimmt werden, die in der Region wohnen, für die das Gremium Standortentscheidungen fällen kann. Die Regionen könnten, so wie es heute in der Bundesrepublik weitgehend der Fall ist, an Verwaltungsgrenzen orientiert sein, es könnten aber auch spezielle Abfallregionen gebildet werden, deren Einzugsbereich nach ökonomischen Kriterien bestimmt wird[214]. Bezüglich der Delegierten wäre sicherzustellen, daß sie möglichst kein

211 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 162f.

212 Vgl. z.B. A. Kuhn, Unternehmensführung. 2. Auflage, München 1990, S. 46ff.

213 Vgl. zu Problemen bei der Auswahl, Gewichtung und Verknüpfung von Indikatoren P. Klemmer [VII], Regionalpolitik auf dem Prüfstand. Köln 1986, S. 85ff.

214 Ein Verzicht auf eine Grenzbestimmung wird aber dann, wenn die in der Region Betroffenen in irgendeiner Form an der Kriterienauswahl, -gewichtung und -verknüpfung beteiligt werden sollen, nicht möglich sein, da rein ökonomisch bestimmte Einzugsbereiche zunächst einen Standort voraussetzen, der aber gerade nach den Kriterien bestimmt werden soll, die die Betroffenen in der Einzugsregion festlegen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

persönliches Interesse daran haben, welche Kriterien ausgewählt und wie sie verknüpft und gewichtet werden. Zwar sollte die Entscheidung die regionalen Gegebenheiten und Präferenzen berücksichtigen, da diese zwischen den einzelnen Behandlungs- und Beseitigungsregionen differieren werden, sie sollte aber nicht aufgrund der Furcht vor persönlichen negativen Sanktionen oder aufgrund einer Selbstbetroffenheit bezüglich einer potentiellen Standortentscheidung getroffen werden.

Wenn auf diese Art und Weise eine größere Zahl möglicher Standorte ausgewählt worden ist, besteht für einen Vorhabenträger die Möglichkeit, an einem Standort seiner Wahl Verhandlungen mit der Kommune und den Betroffenen aufzunehmen. Diese lokalen Verhandlungen sind deshalb notwendig, weil ohne sie die gesamten Kosten eines Projektes oft gar nicht erfaßt werden könnten[215]. Voraussetzung für solche Verhandlungen ist allerdings, daß auf kommunaler Ebene eine Verhandlungsmasse vorhanden ist und daß Anreize bestehen, die Verhandlungen aufzunehmen. In diesem Zusammenhang könnte der lokalen Ebene das Recht gewährt werden, Kriterien für den Anlagenbetrieb und die Anlagenausstattung vorzugeben sowie für die Risikoübernahme Kompensationen einzufordern. Würde die Anlage grundsätzlich von allen potentiellen Standortkommunen abgelehnt, so daß keine Bereitschaft bestünde, in Verhandlungen zu treten, könnte eine Sanktionierung derart erfolgen, daß eine Lotterie[216] zwischen den verschiedenen potentiellen Standorten entscheidet und für den ausgelosten Standort dann die übergeordneten Vorstellungen bezüglich der Anlagenart und -ausstattung realisiert würden. Dies gälte aber nur dann, wenn sich die Gemeinden ohne Begründung weigerten, in die Verhandlungen einzutreten. Würde die Anlage aufgrund gescheiterter Verhandlungen abgelehnt, müßte eine örtliche Prüfung erfolgen. Im Rahmen dieser Prüfung wäre zu untersuchen, ob tatsächliche Gegebenheiten vor Ort vorliegen, die die Gemeinde unabhängig von der potentiellen Eignung aufgrund der erfüllten Grobkriterien als Standort ausschließen. Ergäbe die Prüfung, daß keine gravierenden örtlichen Ausschlußgründe vorliegen, muß die übergeordnete Institution, z.B. das Standortgremium, die Autorität haben, schlichtend einzugreifen und, falls die ablehnende Haltung bestehen bliebe, im Interesse der Gesamtheit ein lokales Veto aufzuheben, wobei die Möglichkeit zur Aufhebung einen Konsens oder zumindest eine qualifizierte Mehrheit innerhalb des Gremiums erfordern sollte[217].

Damit wird allerdings den lokalen Politikern, sofern diese als lokale Repräsentanten vorgesehen sind, möglicherweise Spielraum für strategisches Verhalten eröffnet, um Stimmengewinne zu erlangen. Daraus erwächst die Gefahr, daß nicht mehr ökonomisch-rationale, sondern politisch-rationale Ergebnisse realisiert werden. Lokalpolitiker könnten zunächst eine grundsätzliche Bereitschaft zu Verhandlungen über Anlagenbetrieb, -ausstattung und Kompensationen zeigen und dann, wenn sie das ihrer Meinung nach Maximale ausgehandelt haben, das Verhandlungsergebnis als unzureichend zurückweisen. Wird diese Zurückweisung dann von der übergeordneten Instanz als unbegründet abgelehnt, können sich die lokalen Politiker darauf berufen, daß die Anlage nicht ihre Zustimmung gefunden habe. Ein derartiges Verhalten kann für die lokalen Politker dann lohnend sein, wenn sie auf diese Art eine höhere politische

215 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 125.
216 Vgl. auch F.A. v. Hayek [III], S. 173.
217 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 104f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Zustimmung erhalten können, als dann, wenn sie die Anlage entweder konsequent befürworten oder ablehnen würden. Dies wäre dann der Fall, wenn die „Befürworter" der Anlage und die „Wächter des Allgemeinwohls" nicht mit Ablehnung reagieren würden und zusätzlich „Bewahrer" gewonnen werden könnten und umgekehrt[218]. Geht man davon aus, daß beispielsweise das Standortgremium nicht hinter die auf lokaler Ebene ausgehandelten Ergebnisse bezüglich der Kompensationen u.a. zurückgehen kann, werden die „Wächter des Allgemeinwohls", soweit sie mit den ausgehandelten Ergebnissen zufrieden waren, nicht schlechter gestellt. Gleiches gilt für die Befürworter, sofern die Anlage auf übergeordneten Entscheid hin errichtet wird. Zugleich könnten, da der Politiker letztlich die Anlage doch abgelehnt hat, auch die „Bewahrer" zumindest zum Teil mit dem lokalen Politikerverhalten einverstanden sein. Diese lokale politische Rechnung ist allerdings mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Einerseits besteht das Risiko, daß das Standortgremium eine Entscheidung unterhalb des von den Politikern ausgehandelten Niveaus trifft, andererseits ist bezüglich der „Bewahrer" zu konstatieren, daß diese möglicherweise schon die alleinige Bereitschaft zur Aufnahme von Verhandlungen als Verstoß gegen ihre Überzeugungen ansehen, was sie mit Nicht-Wahl oder Nicht-Wiederwahl ahnden könnten. Ebenso könnten die Befürworter in dem Abbruch der Verhandlungen eine mangelnde Repräsentanz ihrer Interessen sehen. Aus diesen Gründen wird eher davon auszugehen sein, daß das lokale politische Verhalten offen an der Gruppe bzw. den Gruppen ausgerichtet wird, die die Anlage befürworten oder ablehnen und die Stimmenmehrheit bilden. Zudem ist zu berücksichtigen, daß nicht alle Interessen auf lokaler Ebene durch Politiker vertreten werden müssen.

Enden die Verhandlungen vor Ort mit einer kommunalen Zustimmung zu der Anlage, müßte von übergeordneter Stelle geprüft werden, ob eine akzeptierte Anlage umweltpolitischen Erfordernissen Rechnung trägt, ob also z.B. vorgegebene Mindeststandards eingehalten werden. Diese Mindeststandards sind zum einen notwendig, um diejenigen zu schützen, die weder direkt noch indirekt an Verhandlungen teilnehmen, obwohl auch sie (potentiell) infolge der Emissionen aus der Anlage geschädigt werden können. Hier ist z.B. an Reisende zu denken oder an Nachfrager nach Lebensmitteln, wenn die zuletztgenannten im Immissionsbereich der Anlage erzeugt und aus diesem exportiert werden. Zum anderen können über Mindeststandards auch diejenigen geschützt werden, die sich im Rahmen von Verhandlungen nicht artikulieren können. Hier ist an Tiere und Pflanzen sowie an künftige Generationen zu denken[219].

2.2.4.2.2. Verhandlungen vor Ort

2.2.4.2.2.1. Verhandlungsverfahren

Aufgrund der bisherigen Ausführungen und unter Berücksichtigung der hohen Akzeptanzprobleme, die mit der Standortfindung und -durchsetzung in der Praxis verbunden sind[220], erscheint eine stärkere reale Beteiligung der Betroffenen vor Ort bereits in

218 Vgl. zu diesen Gruppen oben Abschnitt 2.2. in diesem Kapitel.
219 Vgl. E. Knappe, S. 131ff.
220 Vgl. K. Müller und M. Holst; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 101ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

einem frühen Verfahrensstadium als ein erwägenswerter Versuch, die Schwierigkeiten zu überwinden. Für diese Einbeziehung bestehen zwei Verfahrensalternativen. Die erste Möglichkeit besteht in Aushandlungsprozessen (negotiation), bei denen die involvierten Parteien versuchen, über unmittelbare Verhandlungen ihre Konflikte zu erkunden und einen Konsens zu erzielen. Davon unterscheidet sich die Konfliktmittlung (mediation), die den zweiten Ansatz darstellt, in der Hinsicht, daß ein Verfahrens- oder Konfliktmittler (mediator) hinzugezogen wird[221]. Der Einsatz eines solchen neutralen Dritten wird vorgeschlagen, um die Verhandlungskosten in Form von Informations- und Durchführungskosten zu reduzieren, indem er den Parteien bezüglich einer Konsenserzielung unterstützend zur Seite steht[222]. Da diese Senkung der Transaktionskosten einen positiven Beitrag zu einer effizienten Verfahrensgestaltung leistet, wird im folgenden schwerpunktmäßig auf die mittlergestützte Verhandlung eingegangen.

Die Aufgaben des Mediators sind nicht einheitlich geklärt. Mindestens soll er aber für eine angemessene Auswahl der Verhandlungsteilnehmer und die Sicherung einer symmetrischen Stellung im Rahmen der Verhandlungsdurchführung sorgen. Daneben muß er die technisch-organisatorischen Bedingungen für die Verhandlungsdurchführung schaffen und Informationsungleichgewichte etwa über die Hinzuziehung von Sachverständigen abbauen[223]. Wird er als passiver Verfahrensmittler angesehen, beschränken sich seine Aufgaben weitgehend auf den Bereich der Verfahrensdurchführung und Kommunikatorfunktionen, d.h. der Sicherstellung, daß keine zu starken Aversionen und Polarisierungen entstehen und die Verhandlungen in Gang gehalten werden. Einem aktiven Konfliktmittler werden hingegen auch inhaltliche Kompetenzen zugestanden, was eine entsprechende fachliche Kompetenz zusätzlich zu der generellen Eignung als Mittler, die z.B. auf einschlägigen Erfahrungen aufgrund vorheriger Tätigkeit in diesem Bereich basieren kann, erfordern würde[224].

Da nicht alle Standortprobleme bezüglich der Errichtung von Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen grundsätzlich für (mittlergestützte) Verhandlungen geeignet sind, muß vor der Behandlung von Verfahrensablauf und -inhalten geprüft werden, welche Bedingungen erfüllt sein müssen, damit eine realistische Chance für eine Konsensbildung besteht. Zunächst sind dabei einige evidente Voraussetzungen not-

---

221 Vgl. D. Madigan, L. Susskind und A. Weinstein, S. 153; R. Zieschank, Mediationsverfahren als Gegenstand sozialwissenschaftlicher Umweltforschung – Kriterien für den Umgang mit einem neuen Forschungsfeld. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Jg. 14 (1991), S. 27ff., hier S. 28. In Deutschland wird ein solches Verfahren demnächst zum ersten Mal im Kreis Neuss zum Einsatz kommen. Vgl. o.V., Mediation in der Umweltpolitik. Das Konzept zur Abfallwirtschaft im Kreis Neuss. „WZB-Mitteilungen", Berlin, Jg. 1991, Heft 53, S. 5ff.

222 Vgl. B. Holznagel [II], Der Einsatz von Konfliktmittlern, Schiedsrichtern und Verfahrenswaltern im amerikanischen Umweltrecht. „Die Verwaltung", Berlin, Band 22 (1989), S. 421ff., hier S. 424ff.; D. Madigan, L. Susskind und A. Weinstein, S. 154ff.

223 Vgl. z.B. B. Holznagel [III], Verhandlungslösungen als Mittel der Konfliktbewältigung bei der Ansiedlung von Sonderabfallanlagen in den USA und in der Bundesrepublik. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Jg. 3 (1990), S. 405ff., hier S. 411; R. Zieschank, S. 29f.

224 Abhängig von den Kompetenzen des Mediators kann zwischen dem Verfahrenswalter (facilitator), dem Konfliktmittler (mediator) und dem Schiedsrichter (arbitrator) unterschieden werden. Dabei ist der Verfahrenswalter mit den geringsten, der Schiedsrichter mit den größten Rechten ausgestattet. Vgl. ausführlich B. Holznagel [II], S. 430ff., B. Holznagel [I], S. 112ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

wendig. Dazu gehört beispielsweise, daß die Existenz eines Problems von verschiedenen Akteuren erkannt wurde[225]. Dies ist im Bereich der Standortfindung von Abfallbeseitigungs- und -behandlungsanlagen in immer stärkerem Maße gegeben, was sich anhand der praktisch gegebenen und theoretisch oben begründeten Akzeptanzschwierigkeiten zeigt. Bei einem Mediationsverfahren muß ein von allen Parteien akzeptierter Mittler zur Verfügung stehen, und die Teilnehmer müssen wechselseitig ihre Legitimation als Vertreter von Interessen anerkennen[226]. Dies ist gerade dann bedeutsam, wenn nicht alle Beteiligten direkt partizipieren, sondern sich von Repräsentanten vertreten lassen[227]. In diesem Falle muß einerseits sichergestellt sein, daß die Vertreter von den beauftragenden Betroffenen bestimmt und akzeptiert sind, daß sie also diejenigen, die sie vertreten, auf die Verhandlungsergebnisse festlegen können[228], andererseits, daß die Delegation von allen anderen Teilnehmern am Verhandlungsprozeß angenommen wird.

Generell ist es unabdingbar, daß überhaupt eine Möglichkeit für einen Kompromiß gesehen wird. Damit ist einerseits die grundsätzliche Bereitschaft zu einer Einigung bei allen Beteiligten angesprochen, d.h. es dürfen keine unüberbrückbaren Aversionen zwischen teilnehmenden Personen bestehen, und die Machtverhältnisse müssen derart ausgestaltet sein, daß keine so großen Ungleichgewichte oder Abhängigkeiten bestehen, daß einseitige Interessendurchsetzungen möglich werden, aufgrund derer schwächere Parteien außerhalb der Verhandlungen nach Artikulationsmöglichkeiten für ihre Vorstellungen suchen werden, weil die Verhandlungsanreize nicht als ausreichend angesehen werden[229]. Andererseits muß inhaltlich gewährleistet sein, daß ein Konsens erzielbar ist. Dies ist bei solchen Verhandlungen nicht zu erwarten, die ein Nullsummenspiel darstellen, wo also in jedem Fall eine oder mehrere Parteien nur verlieren können, was vor allem bei Konflikten über grundlegende Wertanschauungen oder bei einer zu geringen Anzahl strittiger Punkte gegeben ist[230]. Sind zu wenige Punkte vorhanden, über die ein Dissens besteht, können möglicherweise keine Verhandlungspakete geschnürt werden, die ein Nachgeben in einigen Bereichen durch einen Verhandlungserfolg in anderen Belangen kompensieren würden. Ob im Rahmen der Verhandlungen über Standorte für Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen grundlegende Werte den Konfliktgegenstand bilden, so wie es etwa in der Diskussion um die Errichtung von Kernkraftwerken der Fall ist, kann aus grundsätzlichen Überlegungen heraus bezweifelt werden. Die Notwendigkeit von Abfallanlagen wird allgemein nicht bestritten. Strittige Punkte sind die Anzahl und die Positionierung in

---

225 Vgl. R. Zieschank, S. 28.
226 Vgl. R. Zieschank, S. 28.
227 Vgl. auch E. Knappe, S. 139ff.
228 Vgl. W. Fröhlich, S. 304.
229 Die Existenz von Machtungleichgewichten muß nicht automatisch zur Ablehnung einer Verhandlungslösung führen. So kann ein erfahrener Mediator durchaus in der Lage sein, auch in solchen Situationen einen fairen Verhandlungsablauf sicherzustellen, der allen Parteien eine realistische Chance zur Artikulation und Durchsetzung ihrer Vorstellungen sichert. Vgl. L. Susskind und G. McMahon, Theorie und Praxis ausgehandelter Normsetzung in den USA. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 67ff., hier S. 71 und S. 84ff. Zur Problematik der Verhandlungsanreize vgl. auch B. Holznagel [I], S. 108.
230 Vgl. L. Susskind und G. McMahon, S. 72; B. Holznagel [I], S. 106f.; B. Holznagel [III], S. 410.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

der Umgebung der Betroffenen verbunden mit der Externalisierung von Kosten[231]. Insofern kann grundsätzlich von einem kompromißfähigen Streitgegenstand ausgegangen werden, wenn auch zu berücksichtigen ist, daß die Wahrscheinlichkeit für einen Konsens mit dem Grad der potentiellen Schadwirkungen der zu beseitigenden oder zu behandelnden Abfälle und mit dem Ausmaß der möglichen gesundheitlichen und immateriellen, nicht monetarisierbaren Schäden abnehmen wird.

Wesentlich ist außerdem, daß allen Betroffenen direkt oder indirekt die Option zur Teilnahme an den Verhandlungen gegeben wird[232]. Anderenfalls bestünde die Gefahr, daß erzielte Kompromisse von nicht beteiligten Parteien angegriffen werden, was Rückwirkungen auf die Einstellungen der Teilnehmer bezüglich der Effizienz und Bindungswirkung[233] der Ergebnisse haben könnte. Bei der Eröffnung der Teilnahmemöglichkeit ist einschränkend zu berücksichtigen, daß eine gewisse Maximalzahl an beteiligten Personen nicht überschritten werden sollte, um die Transaktionskosten nicht zu stark ansteigen zu lassen und die Konsenserzielungsmöglichkeit nicht zu gefährden[234]. Aus diesem Grunde wird auch hier wieder auf eine Repräsentation von Interessen zurückgegriffen werden müssen.

Sind diese Vorbedingungen erfüllt, so steht der Durchführung einer Verhandlung nichts im Wege[235]. Dies beginnt mit der Vorbereitungsphase, in der bei mittlergestützten Vorgehensweisen durch die Beauftragung eines Mediators (z.B. durch das Standortgremium) das Verfahren initiiert wird. In einem nächsten Schritt müssen die von der geplanten Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage berührten Interessen identifiziert und die Interessenvertreter bestimmt werden, die an der Verhandlung teilnehmen sollen[236]. Hier sind u.a. der Vorhabenträger, Vertreter der Standortkommune, betroffene Bürger, Mitglieder des Standortgremiums, Repräsentanten übergeordneter Belange sowie Vertreter von tangierten Nachbargemeinden zu berücksichtigen. Anschließend müssen Bedingungen für die Verhandlungen geschaffen werden, wobei vor allem an die Festlegung von Ort, Zeitpunkt und Finanzierung der Verhandlungen sowie an Verfahrensregeln gedacht ist. Unter Verfahrensregeln sind Vertraulichkeitsregelungen, Einigungen über den Umgang mit den Medien, Bestimmung der verantwortlichen Gesprächsführer und Organisatoren und Vorschriften über Protokollführung und Dokumentation zu verstehen. Danach ist dann die Reihenfolge festzulegen,

---

231 Vgl. B. Holznagel [I], S. 107; B. Holznagel [III], S. 410f.

232 Vgl. R. Zieschank, S. 28.

233 Auf die Bedeutung der Sicherstellung einer Implementation des Verhandlungsergebnisses weist z.B. B. Holznagel [I], S. 108f., hin

234 In der Literatur besteht keine einhellige Meinung über die Höchstgrenzen für die Teilnehmerzahl, vielfach werden ca. 15 Teilnehmer als Obergrenze angesehen, Erfahrungen zeigen allerdings, daß auch bei 25 und mehr Personen unter Einbeziehung eines befähigten Mittlers noch sinnvolle Verhandlungen möglich waren. Vgl. L. Susskind und G. McMahon, S. 71 und S. 87f.

235 Zu den folgenden Ausführungen vgl. B. Holznagel [I], S. 119ff.; B. Holznagel [IV], Verhandlungs- und Vermittlungsverfahren und Verwaltungshandeln. In: J. Calliess und M. Striegnitz (Hrsg.), Um den Konsens streiten. Neue Verfahren der Konfliktbearbeitung durch Verhandlungen. (Loccumer Protokolle, Nr. 12/89.) Rehburg-Loccum 1991, S. 184ff., hier S. 187; R. Zieschank, S. 30ff.; D. Madigan, L. Susskind und A. Weinstein, S. 166ff.; S. Wiltshire, The Role of the Public in Siting Waste Disposal Facilities: Radioactive Waste Management in the United States. In: M. Chatterji (Ed.), S. 91ff., hier S. 97f.

236 Vgl. auch D. Morell and C. Magorian, S. 134.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

in der die Konfliktgegenstände behandelt werden sollen. Zudem ist über die Hinzuziehung von Sachverständigen oder Gutachtern zu entscheiden, die eine Verbreiterung der Informationsbasis für weniger informierte Beteiligte sicherstellen sollen, damit Friktionen oder Fehlentscheidungen aufgrund mangelhaften Wissens vermieden werden.

Im Anschluß daran findet die eigentliche Verhandlungsphase statt. Dabei werden die Ausgangspositionen der Beteiligten formuliert, so daß die Bedingungen herausgearbeitet werden können, unter denen die Ansiedlung einer Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage an einem konkreten Standort möglich erscheint. Über diese Bedingungen, die einerseits technische Anforderungen an die geplante Anlage, andererseits Kompensationsforderungen enthalten können, wird dann verhandelt. Aufgrund der unterschiedlichen Gewichtung, die die einzelnen Parteien verschiedenen Punkten zumessen, können Verhandlungspakete geschnürt werden, die einen Konsens ermöglichen.

Ist eine Einigung erfolgt, wird die Übereinkunft unterzeichnet und im Rahmen der Nachverhandlungsphase die Implementation geregelt. Ebenso müssen hier Klärungen über die Einräumung von Kontroll- und Überwachungsmöglichkeiten und für den Fall getroffen werden, daß Neuverhandlungen erforderlich werden.

Die beschriebenen Verhandlungslösungen sind sicherlich kein Allheilmittel für alle Standortprobleme, die im Zusammenhang mit Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen auftreten, und ihre tatsächliche Eignung wird in starkem Maße von den konkreten Gegebenheiten des Einzelfalls und der noch zu behandelnden inhaltlichen Kompromisse über die technische Ausgestaltung der Anlage, Kompensationsleistungen und die Einräumung von Kontrollbefugnissen abhängen. Es ist aber ganz allgemein eine Erhöhung der Akzeptanz zu erwarten. Dies ist zunächst auf die verbesserte Möglichkeit zur Informationsbeschaffung, -selektion und -verarbeitung für die einzelnen betroffenen Parteien zurückzuführen. Durch eine prozeßhafte Mitarbeit in der Verhandlungsrunde ist gewährleistet, daß Änderungen der Präferenzen berücksichtigt werden. Diese können beispielsweise auf die Gewinnung zusätzlicher Informationen über Sachverständige zurückzuführen sein, an deren Auswahl die Verhandlungsteilnehmer partizipieren können[237]. Akzeptanzsteigernde Informationen könnten etwa auch durch Wissenschaftsläden oder Universitätsvereinigungen, die von den Betroffenen kostenlos konsultiert werden könnten, erreicht werden[238].

Die Grundlage für eine Verbesserung der Akzeptanzbedingungen ergibt sich auch aus der frühzeitigen Beteiligung der Betroffenen[239]. Sie müssen so nicht mehr befürchten, mit bereits auf überörtlicher oder auf lokaler politischer Ebene ausgehandelten Ergebnissen konfrontiert zu werden, sondern sind in der Lage, besser informiert selbst Einfluß auszuüben.

---

237 Vgl. B. Holznagel [I], S. 262f. und 266.
238 Vgl. H. Kunreuther, S. 265.
239 Vgl. B. Holznagel [III], S. 416; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [II], S. 26 und S. 30; Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], S. 456.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Für den Vorhabenträger und die Abfallerzeuger ist eine verbesserte Situation zu erwarten, wenn sie davon ausgehen können, daß durch zeitliche Restriktionen bei der Durchführung von Verhandlungen und die Sicherstellung von bindenden Ergebnissen die Gefahr von Projektverzögerungen oder -verhinderungen reduziert wird[240].

Insofern kann zusammenfassend festgehalten werden, daß durch die Verbesserung der Möglichkeiten zur Interessenartikulation, Information und Mitentscheidung durch Verhandlungsverfahren vor Ort die Chancen für einen akzeptierten Standort für eine Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage erhöht werden. Einschränkend sind allerdings die nicht zu unterschätzenden Kosten[241] eines solchen Verfahrens und die Probleme, die sich mit der Einführung des Verfahrens in den rechtlichen Rahmen ergeben, zu beachten.

2.2.4.2.2.2. Aushandlung der technischen Ausgestaltung der Anlage

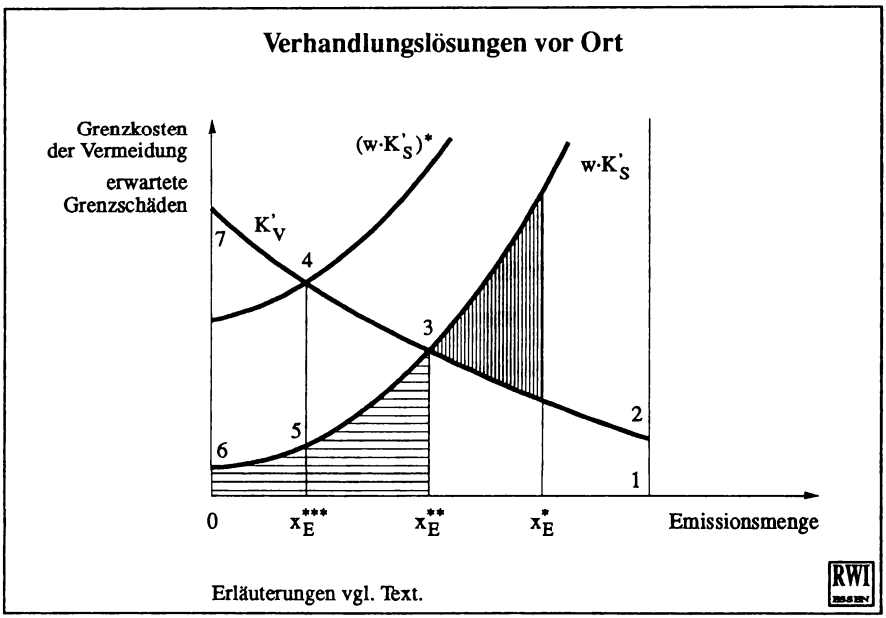
Ziel der Verhandlungen auf kommunaler Ebene ist es, die negativen Auswirkungen der Anlage auf kostengünstige Art zu minimieren. Dies kann zum einen durch technische Maßnahmen beim Anlagenbetreiber erfolgen, zum anderen durch eine Kompensation der verbleibenden Schäden.

Es ist davon auszugehen, daß der Anlagenbetreiber zunächst mit bestimmten Vorstellungen bezüglich der technisch-organisatorischen Ausgestaltung der Anlage, den entstehenden Schadkosten und den zu leistenden Kompensationszahlungen an die negativ Betroffenen herantritt. Die Zusammenhänge sind in Schaubild 17 dargestellt. Hier sind auf der Abszisse die Emissionsmengen x_E abgetragen, auf der Ordinate die Grenzkosten der Vermeidung (K_V') und die erwarteten Grenzschäden ($w \cdot K_S'$)[242]. Die Grenzschadenskurve ergibt sich aus der Aufsummierung der von Betroffenen geltend gemachten Ansprüche. Tritt der Anlagenbetreiber mit einer Ausgestaltung der Anlage an die Verhandlungspartner heran, die Emissionen in Höhe von x_E^* mit sich bringt, so wird sich im Rahmen der Verhandlungen zeigen, daß die damit verbundenen Grenzschadkosten über den Grenzkosten der Vermeidung liegen. Für den Anlagenbetreiber wird es so sinnvoll, einen Teil der Emissionen durch technisch-organisatorische Maßnahmen zu reduzieren, bis der Optimalpunkt x_E^{**} realisiert ist. Die Kosten, die der Betreiber so einspart, entsprechen der senkrecht schraffierten Fläche. Die verbleibenden erwarteten Schäden werden durch die waagerecht schraffierte Fläche repräsentiert. Dieser Betrag ist den Geschädigten mindestens zu ersetzen. Als Verhandlungsmasse für Kompensationen, worauf unten näher eingegangen wird, steht der Betrag entsprechend der Fläche 6-3-7-6 zur Verfügung. Die Aufteilung dieses gesamtwirtschaftlichen Gewinns ist ein Nullsummenspiel, bei dem eine symmetrische Lösung um so eher zu erwarten ist, je weniger die Verhandlungspartner in der Lage sind, sich gegenseitig zu täuschen, d.h. je höher der Informationsgrad über die Situation der Verhandlungsgegenseite ist. Aus Eigeninteresse heraus werden die Verhandlungsteil-

240 Vgl. B. Holznagel [I], S. 269.
241 Vgl. B. Holznagel [III], S. 417.
242 Von sicher eintretenden Schäden wird hier vereinfachend abstrahiert.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schaubild 17



nehmer aber möglichst hohe Anteile an der Verteilungsmasse für sich erlangen wollen[243].

Die Probleme, die sich hier stellen, betreffen zwei verschiedene Punkte. Zum einen besteht die Gefahr, daß die Geschädigten die Schadenshöhe (und eventuell die Eintrittswahrscheinlichkeiten) überhöhen. Dies führt zu einer Linksverschiebung der Grenzschadenskostenfunktion [$(w \cdot K'_S)^*$] und damit zu höheren Kosten der Anlage[244]. Die zu kompensierenden Personen laufen bei überhöhten Schadensangaben allerdings Gefahr, daß sie Teile der potentiellen Kompensationen verlieren, da der Anlagenbetreiber sich durch Vermeidungsmaßnahmen an die Forderungen anpassen wird.

Zum anderen stellt sich die Frage der Berücksichtigung nicht monetarisierbarer Schäden. Diese werden zu Forderungen der negativ Betroffenen führen, das Emissi-

243 Vgl. E. Knappe, S. 128f.

244 Ein solches Verhalten kann aus Sicht der einzelnen Verhandlungsteilnehmer vorteilhaft sein. Krelle nennt in diesem Zusammenhang (bezogen auf bilaterale Monopole) „zweckmäßige Verhandlungsregeln", die er selbst als „moralisch und ethisch größtenteils verwerflich" bezeichnet. Diese Regeln werden z.B. wie folgt formuliert: „Lasse der Gegenseite die Grenzen des eigenen Einigungsgebietes und damit die möglichen eigenen Konzessionen so niedrig wie möglich erscheinen ... Mache der Gegenseite klar, daß sie dagegen einen sehr großen Vorteil von der betreffenden Transaktion hat und daß man das auch weiß und darüber nicht getäuscht werden kann ... Versuche, neben sachlichen Argumenten auch rein persönliche zum Tragen zu bringen ... Schaffe ein gutes Verhandlungsklima ganz allgemein ... Drohe mit Verhandlungsabbruch, wenn die Verhandlungen überhaupt nicht vom Fleck gehen wollen ... Stelle die eigene Widerstandszeit möglichst groß hin und die der Gegenseite möglichst klein"; W. Krelle, S. 452ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

onsniveau unter x_E^{**} zu reduzieren, z.B. so weit, wie es bei gegebenem Abfallinput technisch möglich ist. Der Emissionspunkt liegt dann bspw. in x_E^{***}[245], wodurch Gesamtkosten entstehen, die der Fläche 0-1-2-3-4-5-6-0 entsprechen. Durch die Fläche 3-4-5-3 werden hier jene Kosten repräsentiert, die zusätzlich zur Reduzierung monetär nicht bewertbarer Schäden aufgebracht werden. Diese ergänzenden Forderungen nach Emissionsreduktion (die unter anderem vom Stand der Meßtechnik abhängig sind) können schließlich zu Kosten führen, die einen Verzicht auf die Errichtung der Anlage ökonomisch vorteilhaft erscheinen lassen. Bevor näher auf die Aushandlung der Ausgestaltung der Kompensationen eingegangen wird, sollen zunächst Verhandlungen bezüglich der technischen Möglichkeiten zur Minderung von Risiken und sicheren Schäden behandelt werden.

Die Schäden und Risiken werden bei gegebenem Schutzgüterbestand durch die Menge der zu behandelnden oder zu beseitigenden Abfälle, deren Art sowie die zur Anwendung kommende Technik bestimmt. Die Menge der angelieferten Abfallstoffe kann entweder auf übergeordneter Schätzung beruhen, d.h. es wird für die betrachtete Einzugsregion ein Kapazitätsbedarf geschätzt, der dann vor Ort quantitativ umgesetzt wird. In diesem Fall hätte die Standortkommune keinen Einfluß auf die angelieferten Mengen. Alternativ wäre es denkbar, daß vor Ort neben der Anlagenausstattung (und den noch zu behandelnden Kompensationen) auch die Kapazität ausgehandelt wird. Die sich daraus ergebenden Kosten würden sich in den Behandlungs- und Beseitigungspreisen, die dann die periodisch angelieferten Abfallmengen bestimmen, niederschlagen. Abfallerzeuger, die nicht bereit wären, diesen Preis zu zahlen, müßten durch Vermeidung oder Verwertung Anpassung betreiben[246]. Hier kann sich allerdings ein Konflikt zwischen den lokalen Sicherheitsinteressen und denen auf übergeordneter Ebene ergeben, da bei „zu hohen" Beseitigungspreisen einerseits die Gefahr zunimmt, daß Abfälle illegal beseitigt werden, andererseits die Wahrscheinlichkeit steigt, daß auf die Produktion und Nutzung bestimmter Produkte verzichtet werden muß. Im erstgenannten Fall ist dann über alternative Finanzierungsmechanismen nachzudenken, wie Zahlungen an den Abfallerzeuger, wenn er seine Abfälle bei einer Anlage anliefert, die für deren Behandlung oder Beseitigung geeignet ist[247].

Bezüglich der Art der angelieferten Abfälle wird der Handlungsspielraum auf kommunaler Ebene in der Regel gering sein müssen, weil sonst für Sonderabfälle kaum noch Kapazitäten geschaffen werden könnten. Insofern dürfte einer tatsächlich für die Beseitigung von Sonderabfällen geeigneten Kommune nicht das Recht zugesprochen werden, hier Einschränkungen hinsichtlich der Abfallart vorzunehmen. Zu beachten ist aber, daß sich bei den Verhandlungen vor Ort zeigen kann, daß der Standort für eben diese Abfälle aus in irgendeiner Form objektivierbaren Gründen doch nicht geeignet ist. Kommunaler Verhandlungsspielraum besteht bei Eignung allerdings derart, daß eine Vereinbarung dahingehend getroffen wird, daß die Art und Zusammensetzung der

245 Das optimale Emissionsniveau ist hier aus Gründen der Übersichtlichkeit vereinfachend identisch mit dem gesetzt, das sich ergibt, wenn erwartete monetäre Grenzschadkosten in Höhe von $(w \cdot x\ Ks')^*$ geltend gemacht werden.

246 Zur Anreizfunktion von Abfallbeseitigungspreisen vgl. D. Hecht, S. 56ff. und S. 215ff.

247 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 174.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Abfälle während des Anlagenbetriebes nicht ohne Einverständnis der negativ Betroffenen verändert werden kann[248].

Relativ großer Handlungsspielraum besteht bezüglich der Ausstattung und des Betriebes der Anlage. Einfluß kann letztlich auf die Emissionsmengen und -arten im Normalbetrieb und auf die Eintrittswahrscheinlichkeiten von Störfällen sowie Maßnahmen zur Begrenzung der Schäden aus Störfällen genommen werden. Die oben angesprochenen zentral gesetzten Standards können hier als Untergrenze angesetzt werden, die ein Minimum an Schutz sichern, auf dem dann Verhandlungen zwischen dem Anlagenbetreiber und den Betroffenen aufbauen können[249]. Emissionsgrenzwerte und ihre instrumentelle Umsetzung können in verschiedenen Teilräumen durchaus unterschiedlich gehandhabt werden, wenn hier die Präferenzen oder Schutzgüter divergieren[250]. Damit geht aber grundsätzlich die Gefahr einher, daß Emissionsgrenzwerte willkürlich in einer Höhe festgesetzt oder mit Abgaben belastet werden, die einen Anlagenbetrieb nicht mehr rentabel erscheinen lassen. Dies wäre im Rahmen einer Kontrolle der Verhandlungsergebnisse zu prüfen. Denkbar wäre, daß auf lokaler Ebene eine Dynamisierungsklausel derart vereinbart wird, daß die Anlage in periodischen Abständen dem aktuellsten Stand der Technik angepaßt wird, um gesundheitliche und immaterielle Schäden zu begrenzen. Die damit verbundenen Kosten würden sich dann in erhöhten Behandlungs- und Beseitigungspreisen niederschlagen. Gleiches gilt bezüglich einer zeitlichen Anpassung der Ausstattung der Anlage mit über das übergeordnet vorgegebene Mindestmaß hinausgehenden Sicherheitsvorkehrungen gegen den Eintritt von Störfällen und zur Reduzierung der maximal erwarteten Schadenshöhe. Aufgrund dieser Verhandlungsspielräume ergibt sich für die Kommune die Möglichkeit, ihre Vorstellungen hinsichtlich der sichersten verfügbaren Anlagentechnik zu realisieren.

Des weiteren könnten zwischen dem Anlagenbetreiber und den negativ Betroffenen zur Sicherung des Minderheitenschutzes weitgehende Kontroll- und Überwachungsrechte, die einen Zugang zu Meß- und Kontrolleinrichtungen ermöglichen, vereinbart werden. Diese könnten helfen, verbliebene Unsicherheiten bei der Standortkommune zu reduzieren[251]. Bezüglich der Emissionen kann damit unter Umständen erreicht werden, daß eine unzulässige Freisetzung von schädlichen Stoffen, deren Schadwirkungen erst mit erheblicher Zeitverzögerung zu erkennen sind oder die aufgrund einer Vielzahl potentieller Emittenten dem Anlagenbetreiber nicht zugeordnet werden können, unmittelbar erkannt wird. Damit wird eine Grundlage für Schadensersatzforderungen geschaffen. Kontroll- und Überwachungsrechte können auch hinsichtlich der zur Behandlung und Beseitigung angelieferten Abfälle vereinbart werden. Für die kommunalen Kontrolleure oder deren Beauftragte stellen sich bezüglich der Identifikation angelieferter Abfallstoffe allerdings entsprechende Probleme wie für den Anlagenbetreiber. Die Akzeptanz von Anlagen kann möglicherweise durch übergeordnete Maßnahmen erhöht werden, mittels derer sichergestellt wird, daß Abfallstoffe nur in zugelassenen Anlagen behandelt oder beseitigt werden. Vor-Ort-Kontrollen

248 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 124.
249 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 176.
250 Vgl. D. Cansier [II], S. 771f.
251 Vgl. B. Holznagel [I], S. 124 und S. 268; I. Kucharzewski, S. 54; W. Fröhlich, S. 306.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

werden so durch eine Beeinflussung des Inputs in den volkswirtschaftlichen Materialfluß und eine Kontrolle des Materialflusses selbst ersetzt. In diesem Zusammenhang kann es aus Sicht der Kommunen rational sein, einen Anschlußzwang und damit feste Einzugsbereiche zu befürworten, da so verhindert wird, daß wechselnde Abfallerzeuger bzw. -transporteure Kapazitäten bei der Behandlungs- oder Beseitigungsanlage nachfragen, so daß sich keine Vertrauensgrundlage zwischen dem Anlagenbetreiber und den Abfallanlieferern herausbildt.

Vereinbarungen können auch hinsichtlich des Antransportes von Abfällen und des Abtransportes von Rückständen aus Behandlungsanlagen getroffen werden. Hier ist etwa an Regelungen bezüglich bestimmter Transportzeiten und -wege sowie der Instandhaltung der benutzten Strecken zu denken. Dieser Problemkreis kann ebenso wie die Kontrolle von Emissionen die Einbeziehung von Vertretern der Nachbarkommunen in die Verhandlungen rechtfertigen.

Auch die Nutzung des Grundstückes etwa nach der Verfüllung einer Deponie kann zum Verhandlungsgegenstand gemacht werden. Es könnte beispielsweise vereinbart werden, auf dem Gelände Rekultivierungen vorzunehmen. Für Grundstücke, auf denen Behandlungsanlagen betrieben wurden, kann nach deren Abriß eine Wiederherstellung des ursprünglichen Grundstückszustandes vereinbart werden.

Selbst wenn diese Maßnahmen zur Schadensreduktion realisiert werden, kann es aus Sicht der Betroffenen rational bleiben, die Anlage abzulehnen, da weiterhin Kosten bei ihnen anfallen. Dann besteht die Möglichkeit einer Kompensation. Gegen solche Kompensationszahlungen spricht, daß deren Transaktionskosten die Gewinne einer Entscheidung mindern oder daß es längerfristig bei einzelnen Personen zu einem Ausgleich von Vor- und Nachteilen politischer Entscheidungen kommt. Dem kann allerdings entgegengehalten werden, daß die spezifischen Kosten einer Behandlungs- oder Beseitigungsanlage sowohl besonders hoch als auch längerfristig wirksam sein können[252].

2.2.4.2.2.3. Aushandlung von Kompensationen

Unter Kompensationen versteht man den Transfer von Geld oder Gütern von Personen, die von der Anlage profitieren, also etwa dem Vorhabenträger (und damit auch den Abfallerzeugern), an diejenigen, die durch negative Effekte der Anlage betroffen sind oder sich zumindest als negativ tangiert empfinden. Die Zahlungen oder Güterströme werden also im allgemeinen an die Standortkommune oder direkt an bestimmte Bürger (z.B. betroffene Anlieger) geleistet[253]. Diese Kompensationen werden vorgeschlagen, um eine Veränderung des individuell rationalen Ablehnungsverhaltens der Betroffenen einer Anlage herbeizuführen[254]. Eine solche Veränderung kann zum einen durch eine Erhöhung der mit der Anlage verbundenen Vorteile (in der Form von selektiven

252 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 150ff.
253 Vgl. P.R. Kleindorfer [II], Compensation and Negotiation in the Siting of Hazardous-Waste Facilities. „Science of the Total Environment", Amsterdam, vol. 51 (1986), S. 197ff., hier S. 198.
254 Vgl. D. Morell and C. Magorian, 150f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Anreizen), zum anderen durch eine Senkung der durch sie verursachten Kosten erreicht werden. Diese Trennung zwischen Vorteilserhöhungen und Nachteilssenkungen ist zwar theoretisch möglich, in der Praxis können jedoch die konkreten Kompensationsformen nicht immer genau zugeordnet werden.

Im Rahmen des Mediationsverfahrens sind die Positionen der einzelnen Beteiligten an dem Standortfindungs- und -durchsetzungsprozeß klargelegt worden. Diese Positionen lassen sich aber nicht allein durch Informationsübermittlung, die eine genauere Kenntnis der tatsächlich mit der Anlage verbundenen Risiken vermitteln soll, und durch technische und organisatorische Schutzvorkehrungen aufweichen. Letztlich muß davon ausgegangen werden, daß nicht alle Bürger einer Standortgemeinde gewillt sein werden, aufgrund von „Gemeinwohlüberlegungen" einseitige Opfer zu erbringen[255]. Das Ungleichgewicht zwischen individuellen (lokalen) Kosten und gesamtgesellschaftlichen Vorteilen kann durch Verhandlungen über Kompensationen ausgeglichen werden[256].

Durch diese Redistribution sollen einerseits die Chancen zur Realisierung von Projekten erhöht werden[257], andererseits sollen durch die Einbeziehung der sozialen Kosten die tatsächlichen Gesamtkosten einer geplanten Abfallbeseitigungs- oder -behandlungsanlage deutlich gemacht werden[258]. Damit würden einige Standorte aufgrund rein betriebswirtschaftlicher Erwägungen aus dem Möglichkeitsspektrum des Vorhabenträgers herausfallen. Daneben wird die Erwartung, Kompensationen leisten zu müssen, den Betreiber der Anlage dazu anreizen, in verstärktem Maße über den Einsatz alternativer, mit weniger negativen Effekten verbundenen Technologien nachzudenken.

Eine andere Zielrichtung verfolgen die Kompensationen bei den Betroffenen bzw. bei der lokalen Kommune. Durch die Leistung eines Ersatzes für die von der Anlage ausgehenden Nachteile soll eine Veränderung in der lokalen Oppositionsmotivation herbeigeführt werden. Dies kann zum einen aufgrund der durch die Kompensationen zumindest ausgeglichenen Schadkosten der Fall sein, die die Kommune oder der einzelne Anlieger durch den Bau der Abfallbeseitigungs- oder -behandlungsanlage erwartet. Zum anderen kann eine weniger ablehnende bzw. zustimmende Haltung dadurch erreicht werden, daß ein Ausgleich von Schäden allgemeinen Gerechtigkeitsvorstellungen – auch von nicht unmittelbar negativ Betroffenen – entspricht[259].

Zur Erreichung dieses Zieles können nun verschiedene Arten von Kompensationen gewählt werden. Welche Art in einem konkreten Standortfindungs- und -durchset-

---

255 Vgl. D. Suhr, S. 117ff.

256 Vgl. J. Pietzcker, Mittlergestütztes Entscheiden in anderen Zusammenhängen, so bei der Normsetzung oder bei der Lösung von wissenschaftlichen Kontroversen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 263ff., hier S. 269; R. Wahl, Erweiterung des Handlungsspielraums: Die Bedeutung von Kompensationen und Entscheidungsverknüpfungen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 283ff., hier S. 286; D. Morell, S. 558 und 569.

257 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 67.

258 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 70; D. Suhr, S. 136; M. O'Hare [II], The Importance of Compensation and Joint Gains in Environmental Disputes. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 191ff., hier S. 196.

259 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 70.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

zungsprozeß zum Zuge kommen wird, kann zwar aufgrund spezifischer Eignungen bestimmter Leistungen theoretisch abgewogen werden, letztlich sind sie aber das Ergebnis von offenen Aushandlungsprozessen, die die spezifischen Bedingungen vor Ort berücksichtigen. Grundsätzlich kann differenziert werden zwischen ex post und ex ante-Kompensationen. Unter ex post-Kompensation ist die bereits behandelte Haftung, also eine Leistung nach einer tatsächlich eingetretenen Schädigung, zu verstehen, so daß an dieser Stelle auf eine weitere Behandlung dieser Kompensationsart verzichtet werden kann[260]. Es sei nur darauf hingewiesen, daß eine Reduzierung der Widerstandsneigung etwa durch den Nachweis von Versicherungen[261] oder durch Einzahlungen in spezielle Fonds[262], die dem Ausgleich von durch die Anlage bedingten Schäden dienen sollen, erreichbar sein kann. Soweit solche Regelungen zentral vorgegeben sind, können sie als Mindestregelungen angesehen werden, auf denen Verhandlungen vor Ort aufbauen können.

Ex ante-Kompensationen hingegen werden vor der Errichtung oder Inbetriebnahme der Anlage ausgehandelt und zumindest teilweise in diesem Stadium bereits geleistet. Diese Kompensationen werden unabhängig von ihrer konkreten Ausgestaltungsart an diejenigen gezahlt, die die ihnen entstehenden Nachteile überzeugend vertreten. Dabei liegt ein grundsätzliches Problem darin, daß ein Nachweis nur für bestimmte Gruppen relativ einfach ist, so etwa für Grundstücksbesitzer, die eine Wertminderung an ihrem Grundstück nachweisen können[263]. Kompensationen für solche Verluste werden auch entsprechend wenig strittig sein. Schwierigkeiten treten vor allem auf, wenn Kompensationen ebenfalls an solche Personen geleistet werden sollen, die die Anlage aus grundsätzlichen Erwägungen heraus ablehnen. Hier ist beispielsweise an die Gruppe der „Bewahrer" zu denken. Die Einstellung, daß die mit der Anlage einhergehenden Risiken letztlich unkontrollierbar sind, kann nicht nur bei den Bewohnern der Gemeinde, sondern ebenfalls bei diffus verstreuten Interessierten beobachtet werden, die die Risiken nicht nur auf die konkrete Standortgemeinde, sondern auf die gesamte Gesellschaft beziehen. Werden Kompensationen für solche verstreuten Interessengruppen gezahlt, besteht die Gefahr, daß das Forderungen auch bei solchen Personen nach sich zieht, die eigentlich gar nicht betroffen sind, sondern sich nur einen „Anteil vom Kuchen"[264] erhoffen. Einem solchen Verhalten muß im Rahmen der Verhandlungen begegnet werden. Eine Möglichkeit dazu ist die Auswahl der Kompensationsarten.

Bei einer Kompensation in Geld[265] ist die Gefahr eines solchen Partizipationsverhaltens noch am ehesten gegeben. Aus diesem Grunde müssen Regelungen getroffen werden, an wen Zahlungen geleistet werden sollen. Bei verstreuten Interessengruppen

---

260 Vgl. Abschnitt 3 im vierten Kapitel; vgl. auch H. Kunreuther, J. Linnerooth and J.W. Vaupel, S. 482f.; P.R. Kleindorfer [II], S. 198; D. Morell and C. Magorian, S. 172.

261 Vgl. z.B. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 72.

262 Vgl. z.B. H. Kunreuther, S. 276; D. Morell and C. Magorian, S. 166. Morell und Magorian sehen allerdings die Chance dieser Kompensationsart zur Überwindung von Ängsten vor Gesundheitsschädigungen als relativ gering an, weil hier der Bereich der tangiblen Schäden verlassen wird; vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 172.

263 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 72.

264 H. Kunreuther, S. 275.

265 Damit sind entweder direkte Zahlungen oder eingesparte Ausgaben der Betroffenen, etwa in Gestalt von verminderten Steuer- oder Gebührenzahlungen, angesprochen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ergibt sich bezüglich der Verhandlungen über Geldentschädigungen einerseits die Schwierigkeit, geeignete Repräsentanten für deren Belange zu finden[266], andererseits erscheinen Geldzahlungen für tatsächlich Interessierte – wie etwa Umweltschutzorganisationen – auch nicht unbedingt ein gangbarer Weg, da diese Zahlungen leicht als kompromittierend angesehen werden können[267], was mit dem Beigeschmack des Verkaufs von grundlegenden Prinzipien der Organisation zu einer Schwächung der Position der Vertreter dieser Gruppen führt. Insofern sind für diese Gruppen eher andere Kompensationsarten anzuraten[268]. Bei Nachbargemeinden könnte hingegen ein monetärer Ausgleich erwogen werden, denn hier ist ein Nachweis von schädlichen Auswirkungen einer Anlage aufgrund des eingegrenzten Raumes möglich[269]. Mit der Annahme der Kompensation müßte, damit dem Ziel der Senkung des Widerstandes und daraus resultierender Unsicherheiten und Kosten entsprochen würde, eine Vereinbarung einhergehen, in der die Kompensationsempfänger garantieren, daß sie, soweit die Verhandlungsergebnisse umgesetzt werden, keine weiteren Entschädigungsansprüche ex ante aufgrund der Anlage an den Vorhabenträger stellen[270]. Dies gilt sowohl für die Nachbarkommunen als auch für die Standortkommune oder einzelne betroffene Bürger. Die direkten Zahlungen an die Standortkommune und betroffene Bürger, die nicht dem Ersatz von Wertminderungen an Sachgütern dienen, sondern als Ausgleich für das zu tragende Gesundheits- oder Lebensrisiko gedacht sind, sind stark umstritten. Bis auf den STEAG-Fall sind in der Praxis keine bedeutenden Zahlungen dieser Art bekannt[271].

Abgesehen von einer vielfach kritischen Betrachtung monetärer Kompensationen ist aber davon auszugehen, daß sie allein wohl nicht ausreichen, um die Ängste der Menschen, die sich sowohl auf Verluste im materiellen als auch im gesundheitlichen und immateriellen Bereich beziehen, zu überwinden und die grundsätzliche Option von Widerstand oder Klagemöglichkeiten aufzugeben[272]. „When people fear that a resource recovery facility will bring 'rats as big as dogs', knocking a few dollars off their tax rate is unlikely to make them feel much better"[273].

Aus diesem Grunde ist es sinnvoll, auch andere Kompensationsmöglichkeiten in die Verhandlungen einzubeziehen. Eine vielfach für durchaus erfolgversprechend gehaltene Art sind Naturalleistungen (in kind replacement). Diese können beispielsweise in dem Angebot des Vorhabenträgers bestehen, Naherholungsgebiete zu schaffen oder von der Kommune als erstrebenswert angesehene Infrastruktureinrichtungen bereitzustellen[274]. Die Chancen für eine grundlegende Veränderung der Oppositionsneigung

266 Vgl. M. O'Hare [II], S. 198.
267 Vgl. K. Müller und M. Holst, S. 369.
268 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 73f.
269 Vgl. B. Holznagel [I], S. 147.
270 Vgl. B. Holznagel [I], S. 147.
271 Vgl. H. Kunreuther, S. 276.
272 Vgl. E. Rehbinder [II], Aspekte der Beurteilung und Bewertung von Kompensationslösungen als Ergebnis von Verhandlungs- und Vermittlungsprozessen. In: J. Calliess und M. Striegnitz (Hrsg.), S. 199ff., hier S. 200f.
273 M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 144.
274 Vgl. E. Rehbinder [II], S. 199f.; H. Kunreuther, J. Linnerooth and J.W. Vaupel, S. 483; M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 72; D. Morell and C. Magorian, S. 173.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

werden für diese Kompensationen als besonders groß angesehen, wenn ihr Beitrag zum Umweltschutz hoch ist und gegebenenfalls die erwarteten negativen Effekte der Anlage überkompensiert werden[275]. Hier bietet sich eine Möglichkeit, auch Umweltschutzorganisationen oder kommunale Bürger, die der Gruppe der „Wächter des Allgemeinswohls" angehören, sowie u.U. sogar einige „Bewahrer" anzusprechen und ihre kritische Haltung durch den Nachweis eines zu erwartenden positiven Nettoeffektes aufzubrechen. Mit Maßnahmen dieser Art würde, ebenso wie beispielsweise durch das Angebot, eine vor Ort vorhandene Altlast zu sanieren, der Nutzen der Anlage für die Kommune erhöht[276].

Die Auffassung, Kompensationen als Möglichkeit der Überwindung von Akzeptanzproblemen heranzuziehen, setzt sich immer stärker durch. In der amerikanischen Literatur wird darüber seit längerem diskutiert[277], und auch der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen spricht sich in seinem Gutachten zur Abfallwirtschaft für eine Berücksichtigung von Kompensationszahlungen aus[278]. Es fragt sich allerdings, in welcher Höhe bzw. in welchem Umfang eine solche Ersatzleistung erfolgen soll. Bei der ex post-Kompensation wird in Abhängigkeit von der zugrundeliegenden Haftungsregelung der erlittene monetäre Schaden ganz oder teilweise ersetzt. Dabei kann zumindest zum Teil auf meßbare Schäden zurückgegriffen werden. Für die ex ante-Kompensation müssen Modalitäten bestimmt werden, nach denen der Leistungsumfang festgelegt wird.

Die Festlegung der Kompensationshöhe kann einerseits durch den Gesetzgeber erfolgen. Dies scheint aber zur Erhöhung der Akzeptanz einer Anlage ein wenig erfolgversprechendes Vorgehen zu sein, da etwa die spezifischen lokalen Gegebenheiten, Inflationsentwicklungen und Anlagenbesonderheiten nicht in angemessenem Rahmen berücksichtigt werden können[279].

Eine zweite Alternative wäre die fallweise Festlegung durch die Verwaltung oder eine spezielle Behörde. Eine solche Regelung würde aber voraussetzen, daß ein hohes Maß an Vertrauen in eine faire Entscheidung dieser Institution auf seiten der negativ Betroffenen bestünde. Sie müßten den Eindruck haben, daß ihre Belange und die Besonderheiten voll berücksichtigt werden. Es erscheint fraglich, ob eine solche Vertrauensbasis geschaffen werden kann, vor allem, wenn das Risiko der Bestechlichkeit von Mitgliedern der Behörde in Betracht gezogen wird[280]. Denkbar wäre, daß eine solche Aufgabe dem Standortgremium übertragen wird.

Standortauktionen sind als dritte Möglichkeit zur Festlegung der Höhe der Kompensationen in Betracht zu ziehen. Diese Auktionsverfahren sollen der Tatsache Rechnung

---

275 Vgl. B. Holznagel [I], S. 283f.

276 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 173.

277 Hinsichtlich der Übertragung der amerikanischen Erfahrungen auf deutschen Verhältnisse ist allerdings eine gewisse Vorsicht geboten, da z.B. Geldzahlungen aufgrund der höheren Mobilitätsbereitschaft der amerikanischen Bevölkerung eine ganz andere Wirkung haben können.

278 Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], S. 583, sowie K. Müller und M. Holst, S. 368ff. Holznagel weist darauf hin, daß der Leistung von Kompensationen keine verfassungsrechtlichen Bedenken entgegenstehen; vgl. B. Holznagel [I], S. 299.

279 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 84f.

280 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 85.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

tragen, daß die tatsächlichen Kosten eines Projektes nicht in vollem Umfang bekannt sind, und somit den Problemen, die sich bei der Kompensationsbestimmung durch den Gesetzgeber, eine Behörde oder ein Gremium ergeben, entgehen. Die Vorgehensweise könnte dergestalt sein, daß zwischen verschiedenen als Standortgemeinde in Betracht gezogenen Kommunen in der Form ausgewählt wird, daß die Kommunen ein Pro-Kopf-Kompensationsminimum angeben, bei dessen Zahlung sie bereit wären, die Anlage zu akzeptieren, sofern alle gesetzlichen Bestimmungen vom Vorhabenträger eingehalten werden. Diese Forderungen werden zu den Kosten des Baus und des Betriebes der Anlage hinzuaddiert, und der Standort mit den geringsten Gesamtkosten wird ausgewählt[281]. Abgesehen von institutionellen und praktischen Durchführungsproblemen, die mit diesem Ansatz verbunden sind[282], ergeben sich vor allem für Länder mit weniger großen Flächenreserven, als sie in den Vereinigten Staaten vorherrschen, Probleme, wenn nicht in ausreichendem Maße Alternativstandorte vorliegen, die den Anforderungen zur Errichtung einer Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlage genügen würden. Selbst wenn mehrere Standorte vorhanden wären, setzte ein solches Auktionsverfahren voraus, daß verschiedene Kommunen daran interessiert wären, die Anlage zu erhalten. Bei einer grundsätzlich ablehnenden Haltung besteht ein Anreiz, die Kompensationen möglichst hoch anzugeben, um so nicht als Standort gewählt zu werden. Eine Möglichkeit, zu effizienten Ergebnissen zu gelangen, besteht hier darin, diejenigen Kommunen, die wegen zu hoher Kompensationsforderungen nicht Standort werden, zu Ausgleichszahlungen an die ausgewählte Standortkommune zu verpflichten[283]. Ein solcher Auktionsmechanismus setzt aber zunächst ebenfalls Verhandlungen vor Ort voraus, in denen die notwendigen Kompensationsforderungen bestimmt werden[284]. Hier ist dann abzuwägen zwischen den zusätzlichen Kosten eines Auktionsverfahrens und Verhandlungen an mehreren Orten und den zusätzlichen Kosten, die dadurch entstehen, daß nur an einem Ort verhandelt wird, der bei Transaktionskosten in Höhe von Null als ineffizient ausschiede.

Im Falle von Verhandlungen vor Ort können die negativ Betroffenen ihre spezifischen Interessen angemessen zur Geltung bringen und selbst Einfluß auf die Höhe von Zahlungen bzw. den Umfang von Ersatzleistungen nehmen. Bei einer solchen Verhandlung sind bestimmte Bedingungen erforderlich, die eine Einigung zu vertretbaren Kosten möglich erscheinen lassen. Wesentlich dafür ist die Begrenzung der Verhandlungszeit und der Teilnehmerzahl[285]. Hier stellt sich insofern wieder das bereits erwähnte Problem, geeignete Repräsentanten für die verschiedenen involvierten Parteien zu bestimmen, wobei besonders darauf zu achten ist, daß keine anfänglichen Feindschaften zwischen den Beteiligten[286] bestehen, die einen Konsens erschweren oder unmöglich machen könnten. Grundsätzlich werden die Verhandlungen erleichtert, wenn es sich um geographisch genau definierte[287] und gut organisierte Betroffe-

281 Vgl. M. O'Hare [I], S. 438ff.
282 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 84.
283 Vgl. H. Kunreuther u.a., A Compensation Mechanism for Siting Noxious Facilities, Theory and Experimental Design. „Journal of Environmental Economics and Management", San Diego, CA, vol. 14 (1987), S. 371ff.
284 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 68 und 85f.
285 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 154.
286 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 157.
287 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 154f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

ne[288] handelt. Sofern überhaupt akzeptierbare Ergebnisse existieren[289] und die Parteien zu bindenden Übereinkünften[290] autorisiert und in der Lage sind, kann eine Einigung über die Kompensationshöhe erfolgen. Praktisch wäre es für die Verhandlungen über Kompensationen von Vorteil, wenn nur über reversible[291] und monetarisierbare Schäden verhandelt werden müßte. Davon ist aber im Normalfall gerade bei Abfallanlagen nicht auszugehen. Grundsätzlich spricht nichts dagegen, auch erwartete immaterielle und gesundheitliche Schäden in die Verhandlungen einzubeziehen. Einige dieser Schäden können möglicherweise durch Sachleistungen (in kind replacement) in entsprechender Höhe kompensiert werden. Die Wahrscheinlichkeit eines Verhandlungserfolges wird aber durch ein hohes Maß an gesundheitlichen und immateriellen Schäden reduziert. Bei den Verhandlungen über Geldzahlungen sollte unabhängig von der Art der Schädigung der Schutz unverzichtbarer Grundrechte sichergestellt sein[292].

Bei Verhandlungen bezüglich der Kompensationshöhe ist allerdings denkbar, daß es zu strategischem Verhalten kommt, um die Verhandlungspartner auszubeuten. Dies ist auf seiten der Geschädigten jedoch nur bei den Personen zu erwarten, die grundsätzlich bereit sind, der geplanten Anlage zuzustimmen, aber versuchen, auf dem Kompensationsweg für sich den höchstmöglichen Vorteil zu erlangen. Das Maximum dessen, was an Kompensationen geleistet werden kann, also die Verhandlungsmasse des Vorhabenträgers, entspricht den eingesparten Vermeidungskosten (vgl. Schaubild 17). Aus diesem Betrag sind zum einen monetär faßbare Schäden zu kompensieren, zum anderen sind Mittel aufzubringen, um von denjenigen, denen gesundheitliche und immaterielle Risiken aufgebürdet werden, eine Bereitschaft zur Übernahme des Risikos zu erkaufen. Bezüglich der ersten Komponente könnte das Verfahren so ausgestaltet werden, daß Marktpreise zur Bestimmung der Kompensationshöhe herangezogen werden. Sollten diese nicht vorliegen, könnte eine Schätzung durch unabhängige Institutionen erfolgen[293]. Bei Vorliegen einer solchen Regelung bestünde hier keine Möglichkeit zu strategischem Verhalten.

Die Situation ist anders, wenn es um den Tausch von Verzichtserklärungen geht, die die negativ Betroffenen anbieten und die der Anlagenbetreiber nachfragt. Unter einer Verzichtserklärung ist dabei eine Vereinbarung zu verstehen, in der sich die Betroffenen verpflichten, nach Erhalt von Kompensationen keinen Widerstand mehr gegen die Errichtung der Anlage zu leisten. Von den grundsätzlichen Anlagengegnern, wie den „Bewahrern", werden solche Verzichtserklärungen kaum zu erhalten sein. Anders ist die Situation bei denjenigen, die die Zustimmung zu einer Abfallbeseitigungs- oder -behandlungsanlage von dem Erhalt bestimmter Gegenleistungen abhängig machen. Eine Verhandlungslösung zwischen diesen und dem Vorhabenträger wird aber nur dann zustande kommen, wenn die von ihnen geforderte Summe der Kompensationen, die mindestens dem monetären Äquivalent für den Nutzenentgang entsprechen muß,

288 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 155.
289 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 155.
290 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 156f.
291 Vgl. M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 149.
292 In diesem Zusammenhang ist an die Verhinderung der Ausnutzung von Zwangslagen zu denken. Vgl. E. Rehbinder [II], S. 204.
293 Vgl. auch F.A. v. Hayek [III], S. 436f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

geringer ist als die Verhandlungsmasse des Anlagenbetreibers[294]. Ist dies nicht der Fall, wird der Anlagenbetreiber auf die Errichtung der Anlage verzichten[295].

Kommt es zu einem Verkauf von Verzichtserklärungen, so können die Betroffenen einerseits die Finanzierung einer Abwanderung verlangen, andererseits – bei einem Verbleib am Standort – eine Verbesserung der Umweltqualität durch Ausgleichsmaßnahmen, die Bereitstellung von kommunalen Infrastruktureinrichtungen oder Geldzahlungen. Bezüglich der Abwanderungen[296] ließe sich strategisches Verhalten dadurch ausschließen, daß von unabhängigen Institutionen die Kosten für eine Abwanderung zu einem als „gleichwertig" eingestuften Standort geschätzt werden, die dann als Grundlage für eine Kompensation dienen. Erheblicher Handlungsspielraum für strategisches Verhalten kann bezüglich der Maßnahmen bestehen, die zur Anwendung kommen können, wenn die Betroffenen vor Ort verbleiben. Einem befähigten neutralen Mittler kann möglicherweise eine zumindest begrenzende Kontrollfunktion zukommen[297].

Das Problem, das sich hier grundsätzlich stellt (und auch beim Ausgleich von monetären Schäden und der Finanzierung einer Abwanderung, wenn die Finanzmittel dafür ausgehandelt werden), liegt darin, daß die wahren Konzessionsgrenzen, also der Betrag, den der Anlagenbetreiber maximal zu zahlen bereit ist, und die Beträge, die die Gesamtzahl der Betroffenen als Kompensation mindestens verlangt, den Gegenparteien nicht bekannt sind. Diese Informationen könnten nur einem allwissenden Dritten zugänglich sein[298]. Ausgangspunkt von Verhandlungen sind die angenommenen Ausbeutungspositionen, also die maximale Zahlungsbereitschaft des Betreibers und die minimalen Forderungen der negativ Betroffenen, so wie die Gegenparteien sie sich vorstellen[299]. Diese Ausbeutungspositionen werden zunächst in Vorverhandlungen bestimmt.

Hier besteht zunächst ein Anreiz, die eigene Position jeweils besonders schlecht darzustellen, so daß eine Einigung nur bei einem deutlichen Nachgeben der anderen Seite möglich ist. Dadurch können aber wegen der zunehmenden Verhandlungsdauer die Kosten der Verhandlung ebenso steigen wie die Kosten der Nichteinigung. Die zuletzt genannten resultieren beim Anlagenbetreiber daraus, daß er die geplante Anlage nicht nutzen kann, bei den Betroffenen daraus, daß sie nicht in den Genuß der Kompensationen kommen[300]. In einer solchen Situation steht jeder Seite die Möglichkeit zur Verfügung, mit dem Abbruch der Verhandlungen zu drohen. Dies ist aber nur dann sinnvoll, wenn der Vertragsabschluß für die Gegenseite lebensnotwendig ist. Die

---

294 Sollten sich die negativ und positiv Betroffenen jeweils zu einer Gruppe zusammenschließen, so stellt sich bei der Verhandlung wieder die im vierten Kapitel dargestellte Situation eines bilateralen Monopols. Für die negativ Tangierten kann ein solcher Zusammenschluß deshalb von Vorteil sein, weil so die Gefahr geringer wird, daß die Summe der geforderten Kompensationszahlungen die Verhandlungsmasse des Anlagenbetreibers übersteigt.

295 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 170.

296 Vgl. D. Morell and C. Magorian, S. 170.

297 Vgl. B. Holznagel [I], S. 263ff.; L. Susskind und G. McMahon, S. 86.

298 Vgl. W. Krelle, S. 441ff.

299 Vgl. W. Krelle, S. 443.

300 Vgl. W. Krelle, S. 444; E. Knappe, S. 103f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Befürworter von Anlagen sind hier tendenziell in einer schlechteren Position, wenn die negativ Betroffenen nicht auf die Anlage oder die Kompensationen grundsätzlich oder kurzfristig angewiesen sind, so daß ihre Widerstandszeit lang ist[301]. Allerdings laufen die negativ Betroffenen Gefahr, daß sich der Anlagenbetreiber entweder ganz von dem Standort zurückzieht und sie so nicht in den Genuß der Kompensationen kommen oder daß der Betreiber die Verhandlung für gescheitert erklärt und sich zwecks Prüfung an eine übergeordnete Instanz (z.B. das Standortgremium) wendet. Hier müssen die negativ Tangierten dann damit rechnen, daß nach einer Prüfung der Umstände die Anlage gemäß den Vorstellungen der übergeordneten Instanz errichtet und betrieben wird und Kompensationsleistungen ebenfalls von dieser Instanz festgelegt werden. Das grundsätzliche Problem einer Drohung mit Verhandlungsabbruch liegt darin, daß ausgesprochene Drohungen auch realisiert werden müssen, weil sonst ein Verlust an Glaubwürdigkeit zu erwarten ist[302].

Die Verhandlungen werden zunächst zu einem Punkt führen, an dem jede beteiligte Person oder Gruppe davon ausgeht, daß der aktuelle Vorschlag für die Gegenseite zwar nicht ideal, aber doch akzeptabel ist. Hier ist dann der Bereich erreicht, in dem bei den negativ Betroffenen zumindest die subjektiv geschätzten Schäden abgedeckt werden, und beim Anlagenbetreiber aufgrund der reduzierten Vermeidungsaktivitäten ein über die kompensierten Schäden hinausgehender Gewinn verbleibt.

Die Grundlage für weitere Verhandlungen liefern dann die gegenseitigen Maximalforderungen. Sind die Parteien in ihren Forderungen unnachgiebig, sind weitere Verhandlungen sinnlos[303]. Wird dagegen zumindest bei einer Partei Konzessionsbereitschaft gesehen, können die Verhandlungen fortgeführt werden. In diesem Zusammenhang ist es für die Verhandlungsteilnehmer interessant, die Konzessionsbereitschaft der Gegenpartei(en) zum eigenen Vorteil zu erhöhen und für die eigene Position einen möglichst geringen Grad an Nachgiebigkeit zu zeigen[304].

In dieser Situation kann es nützlich sein, den eigenen Vorteil bei einer Einigung als gering anzugeben, die Nachteile bei eigener Nachgiebigkeit hingegen als sehr hoch. Es kann darauf hingewiesen werden, daß andere Aspekte als die zu verhandelnden zu berücksichtigen sind, wie volkswirtschaftliche Momente derart, daß Behandlungs- und Beseitigungsanlagen für die Prosperität einer Volkswirtschaft, von der letztlich auch die Einwohner der Standortgemeinde profitieren, notwendig sind. Die Widerstandszeit des Gegenübers kann als kurz hingestellt werden, indem darauf verwiesen wird, daß die öffentliche Meinung auf der eigenen Seite stehe oder daß die Verluste bei einer Nicht-Einigung für die Verhandlungsgegenseite hoch seien. Die Angebote und Forderungen der einzelnen Seiten werden dabei u.a. von den Verhandlungskosten je Zeiteinheit, den subjektiven Wahrscheinlichkeiten für ein Scheitern der Verhandlungen bei Beharren auf der eigenen Postition, der Zunahme dieses Risikos bei einer

301 Die Situation stellt sich bei betriebseigenen Anlagen, die beschäftigungsintensive Großunternehmen am Ort benötigen, oder bei Anlagen, in denen nur Abfälle der Kommune beseitigt oder behandelt werden, anders dar.

302 Vgl. W. Krelle, S. 444f.

303 Vgl. W. Krelle, S. 446.

304 Vgl. W. Krelle, S. 449f.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Erhöhung der Forderungen und der geschätzten Konzessionsbereitschaft der (des) Verhandlungspartner(s) bestimmt[305].

Die erwartete Wirkung der eigenen Argumentation zur Veränderung der Konzessionsbereitschaft der Gegenseite bestimmt dann, welcher Lösungsvorschlag unterbreitet wird. Ein Ende der Verhandlungen ist erreicht, wenn die Teilnehmer meinen, daß sie das für sie maximal mögliche erlangt haben. Ein neutraler und allwissender Beobachter wird in der erreichten Lösung allerdings vielfach einen Kompromiß erkennen[306].

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß Kompensationen einen gangbaren Weg darstellen, die Akzeptanz einer Anlage zu erhöhen. Einschränkend ist dabei allerdings zu berücksichtigen, daß sie keinesfalls in der Lage sind, alle mit den Restemissionen verbundenen Probleme zu lösen. Vor allem unter Berücksichtigung der immateriellen und gesundheitlichen Schäden scheint sich zu bestätigen, daß „... everyone does not have a price for everything, and some impacts do not seem to be for sale, at least in the conventional sense"[307]. Inwieweit Kompensationen tatsächlich zur Lösung von Akzeptanzproblemen geeignet sind, ist vor allem von der Art der zu erwartenden Schäden, dem Ausmaß der Opposition[308], den Auswirkungen auf die Kosten der Anlage und dem Gewicht, das gesamtgesellschaftlich auf die Befriedigung aller individuellen Bedürfnisse gelegt wird, also dem Ausmaß an Eingriffs- bzw. Vetorechten, die Mehrheiten bzw. Minderheiten zugestanden werden, abhängig.

305 Vgl. E. Knappe, S. 111f.
306 Vgl. W. Krelle, S. 450.
307 M. O'Hare, L. Bacow and D. Sanderson, S. 29.
308 Vgl. H. Kunreuther, J. Linnerooth and J.W. Vaupel, S. 483.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Sechstes Kapitel

Schlußbetrachtung

Das Abfallproblem läßt sich nicht allein über Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen lösen, vielmehr werden auch in Zukunft Standorte zur Gewährleistung der Abfallbehandlung- und -beseitigung benötigt, an denen Verbrennungsanlagen, Pyrolyseanlagen und Deponien errichtet und betrieben werden. Ökonomische Probleme ergeben sich zunächst daraus, daß für diese Einrichtungen knappe Flächen beansprucht werden. Die hier zutage tretenden Konkurrenzsituationen sind jedoch von geringerer Relevanz als jene, die aus den mit den Anlagen verbundenen Emissionen in die Umweltmedien Luft und Wasser resultieren. Eine vollständige Unterbindung dieser Emissionen bzw. ihre vollständige Unschädlichkeit sind sowohl aus technisch-naturwissenschaftlichen als auch aus ökonomischen Gründen nicht zu erreichen. Vielmehr kommt es während des Betriebes der Anlagen und bei Deponien auch noch nach der Verfüllung zu Emissionen von Stoffen, die einerseits sichere gesundheitliche, materielle und immaterielle Schäden hervorrufen, andererseits solche, die mit bestimmten oder unbestimmten Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadenshöhen verbunden sind. Ursächlich für diese Schäden, die unmittelbar oder erst mit zeitlichen Verzögerungen auftreten, sind Daueremissionen aus den Anlagen oder Emissionen in der Folge von Störfällen.

Die mit den Emissionen verbundenen Schadwirkungen sind vielfach nicht bewertbar, zum Teil auch in ihrer physischen Wirkung nicht erfaßbar oder überhaupt nicht vorhersehbar. Dies führt dazu, daß in die Wahrnehmung und Bewertung der mit dem Anlagenbetrieb verbundenen Risiken erhebliche subjektive Momente einfließen, so daß eine interpersonelle Vergleichbarkeit erschwert, wenn nicht gar unmöglich wird. Eine Monetarisierung der Schäden, über die eine solche Vergleichbarkeit möglich würde, ist vielfach nur eingeschränkt zu realisieren. Dies gilt vor allem hinsichtlich der gesundheitlichen und immateriellen Schadwirkungen, zum Teil aber auch für materielle Schäden.

Werden die Abfälle, die eine Person als Produzent oder Konsument erzeugt, auch von eben dieser Person behandelt und/oder beseitigt, stellt sich das Abwägungsproblem zwischen den Vorteilen der Güterproduktion und -nutzung und den Nachteilen aus der Abfallbehandlung und -beseitigung nur auf intrapersoneller Ebene. Sobald von den negativen Wirkungen auch Schutzgüter anderer Personen berührt werden, ergeben

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

sich interpersonelle Koordinationsprobleme, da eine Nichtberücksichtigung der Kosten, die Dritten durch die Emissionen aus Abfallanlagen auferlegt werden, in der Regel zu ineffizienten Ergebnissen führen wird. Es besteht in dieser Situation ein Bedarf an Regeln, nach denen über die Nutzung der knappen Umweltmedien Luft und Wasser entschieden wird. Diese Regeln können zum einen der Ausfluß eines gesellschaftlichen Vertrages sein, zum anderen das Ergebnis einer evolutorischen Entwicklung. Grundsätzlich können die unterschiedlichen und miteinander konkurrierenden Ansprüche an die Umweltmedien auf privater oder auf hoheitlicher Ebene koordiniert werden. Während eine privatwirtschaftliche Koordination mit Ergebnisgerechtigkeit verbunden ist, da es zu einem Verzicht auf individuelle Ansprüche nur dann kommen wird, wenn durch einen Tausch keine der beteiligten Parteien schlechter gestellt wird, kann eine kollektive Entscheidung, wenn hier auf Einstimmigkeit verzichtet wird, nur mit Verfahrensgerechtigkeit verbunden sein, was bedeutet, daß ein spezielles Ergebnis zwar nicht von allen Betroffenen akzeptiert wird, wohl aber das Verfahren, unter dem es zustandegekommen ist.

Eine privatwirtschaftliche Allokation von knappen Umweltgütern setzt zunächst eine Spezifizierung und Zuteilung von Eigentumsrechten voraus. Diese können zum einen den Emittenten zugeordnet werden (Laissez-Faire-Prinzip), zum anderen den Geschädigten (Verursacherprinzip). Im ersten Fall sind die (potentiell) Geschädigten gezwungen, Rechte auf saubere Umwelt vom Betreiber der Abfallbehandlungs- oder -beseitigungsanlagen zu erwerben, während im zweiten Fall der Emittent das Recht erwerben muß, die Umweltmedien durch Emissionen zu belasten. Sobald in die Betrachtung Transaktionskosten einbezogen werden, sind effiziente Lösungen nur noch eingeschränkt zu erwarten. Unter Laissez-Faire Bedingungen besteht die Gefahr, daß zuviel an Schadstoffen emittiert wird, während unter der Herrschaft eines Verursacherregimes erwartet werden kann, daß kaum noch Abfallbehandlungs- und -beseitigungsanlagen betrieben werden können. Dies ist darauf zurückzuführen, daß bei einer Vielzahl von potentiell Geschädigten eine Einigung auf ein allgemein akzeptiertes Emissionsniveau einzelner Emissionsarten nicht zu erwarten ist. Der Anlagenbetreiber wäre hier ex ante gezwungen, von jedem potentiell Geschädigten die Zustimmung zu erlangen, daß er die öffentlichen Medien Luft und Wasser als Schadstoffsenke nutzen darf.

Den damit verbundenen Problemen kann teilweise durch die Einführung eines Haftungsregimes begegnet werden. Hier erhält der Anlagenbetreiber das Recht zur Emission, wird aber gleichzeitig verpflichtet, auftretende Schäden ex post zu ersetzen. Die Erwartung dieser künftigen Schadensersatzzahlungen soll zugleich Anreize für ihn setzen, das Ausmaß der sicheren und erwarteten Schäden auf ein optimales Niveau zu reduzieren. Das mit einer risikoaversen Einstellung bei einem Anlagenbetreiber verbundene Minderangebot an Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten kann durch die Inanspruchnahme von Versicherungen abgebaut werden. Versicherungen dienen zudem dazu, eine Haftungsmasse sicherzustellen, aus der Schäden entgolten werden können. Das Haftungsregime ist allerdings (auch in Verbindung mit Versicherungen) mit zwei grundsätzlichen Problemen verbunden: Zum einen wird der Anlagenbetreiber nur solche Schäden in seinem Kalkül berücksichtigen, die von den Geschädigten auch geltend gemacht werden. Zum anderen werden nur monetär bewertbare Schäden über ein Haftungsregime abgedeckt. Vor allem gesundheitliche und immaterielle Schäden, die vielfach monetär nicht faßbar sind, bleiben so unbe-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

rücksichtigt. Dies wird ebenfalls, wie im Fall des Laissez-Faire-Prinzips, tendenziell zu einem Überangebot an Behandlungs- und Beseitigungskapazitäten führen.

Sowohl die mit den Kollektivguteigenschaften von Wasser und Luft als auch die mit der monetären Bewertung von Schäden verbundenen Probleme erfordern Kollektiventscheidungen bezüglich des zulässigen Ausmaßes der Nutzung von Umweltmedien als Schadstoffaufnahmebecken. Insofern sind zunächst Entscheidungen darüber zu fällen, welche Mengen und Arten von Emissionen in die einzelnen Umweltmedien eingebracht werden dürfen. Das hier auftretende Kollektivgutproblem kann nur gelöst werden, indem Emissionsmengen und -arten beispielsweise in der Form von Grenzwerten über ein Verfahren, das allgemein akzeptiert wird und dessen Ergebnisse auf diese Weise legitimiert sind, festgelegt werden. Die Verteilung der so verknappten Umweltmedien erfolgt dann über umweltpolitische Instrumente, über die einzelnen Emittenten das Recht gewährt wird, Schadstoffe in die Medien Luft und Wasser einzubringen. Für Behandlungs- und Beseitigungsanlagen empfiehlt sich ein Instrumentenmix aus Auflagen, Abgaben oder Lizenzen und Haftungsregelungen. Gerade bei Anlagen dieser Art wird es aber vielfach nicht ausreichend sein, Emissionsmengen und -arten allein über outputorientierte Instrumente zu steuern. Diese sind durch inputorientierte Instrumente zu ergänzen, mit denen Einfluß auf die Abfallarten genommen wird, die bei einer Anlage zur Behandlung oder Beseitigung angeliefert werden.

Kollektiventscheidungen über zulässige Grenzwerte und deren Instrumentierung werden aber in der Regel nicht in der Lage sein, Standortfindungs- und -durchsetzungsprobleme für Abfallanlagen zu lösen. Dies ist darauf zurückzuführen, daß trotz des Einsatzes von Grenzwerten und von inputorientierten Instrumenten (zumindest subjektiv empfundene) Risiken verbleiben, die bei ihrer Realisation über Geldzahlungen nicht ausgeglichen werden können. Da Behandlungs- und Beseitigungsanlagen in der Regel mit Einzugsbereichen einhergehen, die über den Immissions- und damit den Risikobereich der Anlage hinausreichen, ist es für die im potentiellen Immissionsbereich Lebenden rational, den Standort in der unmittelbaren Nachbarschaft abzulehnen. Sie können so, wenn die Anlage an einem anderen Ort errichtet wird, die Kapazitäten in Anspruch nehmen und vorgelagert nutzenstiftende Tätigkeiten wie Produktion und Konsum ausüben, ohne den Risiken aus der Behandlung und Beseitigung der dabei entstehenden Abfälle ausgesetzt zu sein.

Das damit verbundene Freifahrerverhalten führt dazu, daß, wenn die Letztentscheidung darüber, ob auf kommunaler Ebene eine Abfallanlage errichtet werden soll oder nicht, bei den Kommunen liegt, die bereitgestellten Kapazitäten unter gesamtwirtschaftlichen Gesichtspunkten zu gering sein werden. Wird die Entscheidung dagegen auf eine übergeordnete Ebene verlagert, können zwar die Freifahrerprobleme ausgeschaltet werden, aber die Möglichkeiten zur Standortrealisation werden vielfach nur formaler Art sein, da den Betroffenen vor Ort zwar die Entscheidungsmacht, nicht jedoch die politische Macht genommen werden kann, solche Anlagen zu verhindern oder ihre Errichtung zumindest zu verzögern. Zudem werden bei rein zentralen Lösungen dezentrale Besonderheiten hinsichtlich der Schutzgüter nicht in ausreichendem Umfang berücksichtigt werden.

Zur Lösung dieser Schwierigkeiten kann wiederum nur ein allgemein akzeptiertes Verfahren zur Anwendung kommen, in dem zentrale und dezentrale Elemente

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

miteinander verknüpft werden. Um politische Hemmnisse hinsichtlich der Standort- und Anlagenauswahl und -realisation zu reduzieren, kann es sinnvoll sein, mit der Durchführung des Verfahrens eine politisch unabhängige Institution, z.B. in der Form eines Standortgremiums, zu beauftragen. Das Verfahren selbst könnte so ausgestaltet sein, daß anhand von Grobkriterien, bei deren Festlegung die Betroffenen mittelbar oder unmittelbar partizipieren, eine Vorabauswahl potentiell geeigneter Standorte für Behandlungs- und Beseitigungsanlagen erfolgt. Interessierte Anlagenbetreiber können dann an einem dieser Standorte Verhandlungen mit den negativ Betroffenen aufnehmen, die entweder unmittelbar oder über Repräsentanten beteiligt wären. Auszuhandeln wären sowohl die technisch-organisatorische Ausgestaltung der Anlage als auch Kompensationen für den Ausgleich gesundheitlicher, materieller und immaterieller Schäden. Die Verhandlungen könnten in Form eines Mediationsverfahrens ausgestaltet sein, in dem Befürworter und Gegner der Anlage unter Hinzuziehung eines neutralen Dritten, der einen geordneten Verhandlungsablauf sicherstellen soll und dem teilweise auch Kontroll- und Entscheidungsbefugnisse zugesprochen werden, miteinander verhandeln. Sollten sich die Standortkommunen weigern, in solche Verhandlungen einzutreten, wäre auf übergeordneter Ebene, etwa durch das Standortgremium, zu prüfen, ob der Standort mit seinen speziellen Eigenschaften für die geplante Anlage geeignet ist. Technische Ausgestaltung der Anlage und Kompensationsarten und -höhe würden dann, falls eine Eignung bejaht wird, ohne Hinzuziehung kommunal Betroffener bestimmt. Scheitern Verhandlungen daran, daß aufgrund der Forderungen der negativ Tangierten eine Anlagenerrichtung für den Vorhabenträger nicht mehr lohnend ist, müßte auf übergeordneter Ebene eine Prüfung dahingehend erfolgen, ob die Forderungen aufgrund spezieller Standortgegebenheiten gerechtfertigt sind. Wird dies verneint, kann das Standortgremium vermittelnd eingreifen oder, bei weiterhin ablehnender Haltung, von seinem Letztentscheidungsrecht Gebrauch machen.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Literaturverzeichnis

Abfallnachweis-Verordnung (AbfNachwV) vom 2. Juni 1978 (BGBl. I, S. 668).

Adams, M. [I], Zur Aufgabe des Haftungsrechts im Umweltschutz. Eine Abhandlung zur Theorie optimaler Beweislast- und Haftungsregeln bei Unsicherheit. „Zeitschrift für Zivilprozeß", Köln, Band 99 (1986), S. 129ff.

Adams, M. [II], Ökonomische Analyse der Gefährdungs- und Verschuldenshaftung. (R. v. Decker's rechts- und sozialwissenschaftliche Abhandlungen, Band 31.) Heidelberg 1985.

Adams, M. [III], Warum kein Ersatz von Nichtvermögensschäden? In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 210ff.

Adler, U., Umweltschutz und Baubedarf – Perspektiven bis 2000. „Ifo-Schnelldienst", München, Jg. 43 (1990), Heft 1-2, S. 9ff.

Ahrens, M., Das neue Umwelthaftungsgesetz. „WISU – Das Wirtschaftsstudium", Düsseldorf, Jg. 20 (1991), S. 582f.

Aickin, R.M., Insuring Environmental Liabilities. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 458ff.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.), Stadt-Umland-Problem: Aufgabe für Raumforschung und Raumordnung. 7. Fortbildungstagung. (Arbeitsmaterial, Nr. 106.) Hannover 1986.

Albrecht, P., Einige Bemerkungen zur Kritik am Bernoulli-Prinzip. „Zeitschrift für Betriebswirtschaft", Wiesbaden, Jg. 52 (1982), S. 641ff.

Appel, D., Antworten zu Themenkomplex III: Deponierung von Sonderabfällen. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 363ff.

Appel, V., Ökonomische Konzepte zur Bewertung von Umweltqualität. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 11 (1988), S. 137ff.

Armour, A., Entscheidung für die Kooperation: Ein innovativer Ansatz der Deponiesuche. In: H. Zilleßen u.a. (Hrsg.), S. 156ff.

Aschinger, G., Das Coase-Theorem. „WISU – Das Wirtschaftsstudium", Düsseldorf, Jg. 14 (1985), S. 97ff.

Assmann, H.-D., Rechtsfragen des Kausalitätsnachweises bei Umweltschäden. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 155ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Assmann, H.-D. u.a. (Hrsg.), Ökonomische Analyse des Rechts. (Athenäum Taschenbücher Rechtswissenschaft, Band 6211.) Kronberg/Ts. 1978.

Ayres, R.U. und Kneese A.V., Produktion, Verbrauch und Externalitäten. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 45ff.

Ballestrem, K. Graf, Vertragstheoretische Ansätze in der politischen Philosophie. „Zeitschrift für Politik", Köln, Jg. 30 (1983), S. 1ff.

Ballestrem, K. Graf und Ottmann, H. (Hrsg.), Politische Philosophie des 20. Jahrhunderts. München und Wien 1990.

Bauer, A. und Böventer, E. v., Möglichkeiten einer Umwelthaftung mit Einführung einer Versicherungspflicht. „Wirtschaftsdienst", Hamburg, Jg. 69 (1989), S. 439ff.

Baumol, W.J. und Oates, W.E., Die Verwendung von Standards und Preisen zum Schutze der Umwelt. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 254ff.

Beckenbach, F. (Hrsg.), Die ökologische Herausforderung für die ökonomische Theorie. (Ökologie und Wirtschaftsforschung, Band 2.) Marburg 1991.

Behrens, P., Die ökonomischen Grundlagen des Rechts. Politische Ökonomie als rationale Jurisprudenz. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 46.) Tübingen 1986.

Bekanntmachung der Neufassung der Zwölften Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Störfall-Verordnung) vom19. Mai 1988 (BGBl. I, S. 625).

Benkert, W., Organisation und Finanzierung der Altlastensanierung – Bemerkungen zum gleichnamigen Beitrag von L. Hajen. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 10 (1987), S. 207ff.

Bilitewski, B., Härdtle, G. und Marek, K., Abfallwirtschaft. Eine Einführung. Berlin u.a. 1991.

Binswanger, H.C., Neue Dimensionen des Risikos. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 13 (1990), S. 103ff.

Blankart, C.B., Besteuerung und Haftung im Sondermüllbereich. Eine ökonomische Analyse. In: K. Schmidt (Hrsg.), S. 67ff.

Blankart, C.B. und Stoetzer, M.-W., Ökonomische Theorien des Staates. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 20 (1991), S. 164ff.

Böckle, F., Zur ethischen Bewertung von Risiken. In: G. Hohlneicher und E. Raschke (Hrsg.), S. 194ff.

Böhret, C., Folgen. Entwurf für eine aktive Politik gegen schleichende Katastrophen. Opladen 1990.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Bölte, E., Müll aus Deutschland stinkt den Lothringern. „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Essen, Ausgabe vom 30. Januar 1992.

Bonus, H. [I], Illegitime Transaktionen, Abhängigkeit und institutioneller Schutz. „Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik", Hamburg, Band 32 (1987), S. 87ff.

Bonus, H. [II], Reform der Umweltpolitik. In: R. Vaubel und H.D. Barbier (Hrsg.), S. 355ff.

Bonus, H. [III], Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik. „Jahrbuch für Sozialwissenschaft", Göttingen, Band 41 (1990), S. 343ff.

Bonus, H. [IV], Wirtschaftliches Interesse und Ideologie im Umweltschutz. In: H. Milde und H.G. Monissen (Hrsg.), S. 359ff.

Bosse, K., Behandlung von Sonderabfällen durch chemisch physikalische Verfahren. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 200ff.

Brennan, G. und Buchanan, J.M., Besteuerung und Staatsgewalt. Analytische Grundlagen einer Finanzverfassung. Hamburg 1988.

Breuer, R., Stand der Technik. In: O. Kimminich u.a. (Hrsg.), Spalte 383ff.

Buchanan, J.M. [I], Die Grenzen der Freiheit. Zwischen Anarchie und Leviathan. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 38.) Tübingen 1984.

Buchanan, J.M. [II], Zur Verfassung der Wirtschaftspolitik. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik, Köln, Jg. 36 (1987), S. 101ff.

Buchanan, J.M. [III], Rights, Efficiency, and Exchange. The Irrelevance of Transactions Cost. In: M. Neumann (Hrsg.), S. 9ff.

Buchanan, J.M. and Stubblebine, W.C., Externality. „Economica", London, vol. 29 (1962), S. 371ff.

Buchanan, J.M. and Tullock, G., The Calculus of Consent. Logical Foundations of Constitutional Democracy. 4th printing, Ann Arbor, MICH, 1971.

Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall), Teil 1, Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch und physikalischen und biologischen Behandlung und Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen vom 10. April 1990 (GMBl., S. 169).

Bundesverband der Deutschen Industrie (Hrsg.), Technischer Fortschritt und Risikobewältigung. Köln 1985.

Buttgereit, R., Ökonomische und ökologische Funktionsbedingungen umweltökonomischer Instrumente. (Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A 123.) Berlin 1991.

Bützer, P., Sind Risiken quantitativ erfaßbar? Die Bewertung von chemischen Risiken. In: G. Yadigaroglu und S. Chakraborty (Hrsg.), S. 310ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Calabresi, G., Concerning Cause and the Law of Torts. An Essay for Harry Kalven, Jr. „University of Chicago Law Review", Chicago, vol. 43 (1975/76), S. 69ff.

Calliess, J. und Striegnitz, M. (Hrsg.), Um den Konsens streiten. Neue Verfahren der Konfliktbearbeitung durch Verhandlungen. (Loccumer Protokolle, Nr. 12/89.) Rehburg-Loccum 1991.

Cansier, D. [I], Umweltschutz und Eigentumsrechte. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 180ff.

Cansier, D. [II], Steuer und Umwelt: Zur Effizienz von Emissionsabgaben. In: K.-H. Hansmeyer (Hrsg.), S. 765ff.

Cansier, D. [III], Öffentliche Finanzen im Dienst der Umweltpolitik. Neuere theoretische Ansätze. In: K. Schmidt (Hrsg.), S. 11ff.

Chakraborty, S. und Yadigaroglu, G., (Hrsg.), Ganzheitliche Risikobetrachtungen. Technische, ethische und soziale Aspekte. Köln 1991.

Chatterji, M. (Ed.), Hazardous Materials Disposal: Siting and Management. Brookfield 1987.

Coase, R.H., Das Problem der Sozialen Kosten. In: H.-D. Assmann u.a. (Hrsg.), S. 146ff.

Cornford, J., Die Politische Ökonomie der Knappheit. In: H.P. Widmaier (Hrsg.), S. 88ff.

Davies, D.G. und Brucato, Jr., P.F., Property Rights and Transaction Costs. Theory and Evidence on Privately-Owned and Government-Owned Enterprises. „Journal of Institutional and Theoretical Economics", Tübingen, Jg. 143 (1987), S. 7ff.

DeAlessi, L., On the Nature and Consequences of Private and Public Enterprises. „Minnesota Law Review", vol. 67 (1982), S. 191ff.

Demmert, S. und Jessberger, H.L., Konzept zur risikoanalytischen Betrachtung von Abfalldeponien. In: H.L. Jessberger (Hrsg.), S. 97ff.

Dettling, W. (Hrsg.), Die Zähmung des Leviathan: Neue Wege der Ordnungspolitik. Baden-Baden 1980.

Dieckhoff, G.O. und Prack, H.R., Die vergleichende Untersuchung von Standorten für Abfallentsorgungsanlagen. Die planungsrechtlichen und technischen Kriterien der Standortbewertung. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 22 (1990), S. 631ff.

Diekmann, B., Zweckbindung von Umweltabgaben? „Wirtschaftsdienst", Hamburg, Jg. 70 (1990), S. 457ff.

Dieter, H.H., Grenzwerte und Wertfragen. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 9 (1986), S. 375ff.

Doherty, N., Kleindorfer, P. and Kunreuther, H., An Insurance Perspective on an Integrated Waste Management Strategy. In: H. Kunreuther and R. Gowda (Eds.), S. 271ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Donner, H. (Hrsg.), Umweltschutz zwischen Staat und Markt: Moderne Konzeptionen im Umweltschutz. Baden-Baden 1989.

Ehrig, H.-J., Sickerwasser aus Hausmülldeponien. Menge und Zusammensetzung. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 3, Kennziffer 4587 der Lfg. 1/89.

Ehrmann, T., Transaktionskostenökonomie, Märkte und Institutionen – Überlegungen und Anwendungsbeispiele. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Köln, Jg. 38 (1989), S. 23ff.

Endres, A. [I], Ökonomische Grundprobleme der Messung sozialer Kosten. „List Forum", Düsseldorf, Band 11 (1981/82), S. 251ff.

Endres, A. [II], Philosophie, Leistungsfähigkeit und Grenzen der Monetarisierung externer Effekte. In: Prognos AG (Hrsg.), S. 156ff.

Endres, A. [III], Die Coase-Kontroverse. „Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft", Tübingen, Band 133 (1977), S. 637ff.

Endres, A. [IV], Umwelt- und Ressourcenökonomie. (Erträge der Forschung, Band 229.) Darmstadt 1985.

Endres, A. [V], Umwelthaftung. Ökonomische Aspekte des Umwelthaftungsrechts. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 18 (1989), S. 411f.

Endres, A. [VI], Allokationswirkungen des Haftungsrechts. „Jahrbuch für Sozialwissenschaft", Göttingen, Band 40 (1989), S. 115ff.

Endres, A. [VII], Der „Stand der Technik" in der Umweltpolitik. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 17 (1988), S. 83ff.

Endres, A. und Schwarze, R., Allokationswirkungen einer Umwelthaftpflicht-Versicherung. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 14 (1991), S. 1ff.

Entsorga gGmbH (Hrsg.), Altlastensanierung und Entsorgungswirtschaft. (Entsorga Schriften, Nr. 4.) Frankfurt am Main, o.J.

Erbach, G., Stellungnahme zu Block II: Behandlung von Sonderabfällen (chemisch-physikalische CP-Anlagen, Zwischenlagerung, Hochtemperaturverbrennung, Pyrolyse, Konditionierung). In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 232ff.

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft – vom 27. Februar 1986 (GMBl, S. 95).

Eschenburg, R. [I], Die Legitimation von Ordnungen. In: W. Dettling (Hrsg.), S. 21ff.

Eschenburg, R. [II], Der ökonomische Ansatz zu einer Theorie der Verfassung. Die Entwicklung einer liberalen Verfassung im Spannungsverhältnis zwischen Produktivität und Effektivität der Kooperation. (Die Einheit der Gesellschaftswis-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

senschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 21.) Tübingen 1977.

Europäische Stiftung zur Verbesserung der Lebens- und Arbeitsbedingungen (Hrsg.), Risikomüll und Sicherheit. Luxemburg 1988.

Ewers, H.-J., Kosten der Umweltverschmutzung – Probleme ihrer Erfassung, Quantifizierung und Bewertung. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) [III], S. 9ff.

Faber, M. und Manstetten, R., Rechtsstaat und Umweltschutz aus ökonomischer Sicht. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 2 (1989), S. 361ff.

Faber, M., Stephan, G. und Michaelis, P., Umdenken in der Abfallwirtschaft. Vermeiden, Verwerten, Beseitigen. Berlin u.a. 1988.

Feess-Dörr, E., Prätorius, G. und Steger, U. [I], Umwelthaftungsrecht. Bestandsaufnahme, Probleme, Perspektiven. 2. Auflage, Wiesbaden 1992.

Feess-Dörr, E., Prätorius, G. und Steger, U. [II], Umwelthaftungsrecht. Bestandsaufnahme, Probleme, Perspektiven der Reform des Umwelthaftungsrechts. Wiesbaden 1990.

Feron, V.J. u.a., Acute and Chronic Non-Stochastic Health Risks of Substances: Risk Identification, Risk Situation, Limit Values. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 457ff.

Fischer, K., Rückversicherung. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 18 (1989), S. 580ff.

Fischhoff, B. u.a., How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes Towards Technological Risks and Benefits. „Policy Sciences", vol. 9 (1978), S. 127ff.

Franck, E., Risikobewertung in Technik und Wissenschaft. In: G. Hosemann (Hrsg.), S. 43ff.

Franke, B. u.a., Bewertung des Krebsrisikos durch Emissionen mit der Abluft von Müllverbrennungsanlagen. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 22 (1990), S. 71ff.

Franzius, V., Gefährdung durch Deponiegas. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 3, Kennziffer 4589 der Lfg. 9/81.

Frederichs, G. und Blume, H., Umweltprognosen. Methoden und Anwendungsprobleme der präventiven Umweltpolitik. (Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A 118.) Berlin 1990.

Friedrich, H. [I], Pyrolyse: Der Müll schwelt im Ungewissen. (BUNDargumente.) Ohne Erscheinungsort, 1988.

Friedrich, H. [II], Die Deponie: Vom Verscharren zur Hochtechnologie? (BUNDargumente.) Ohne Erscheinungsort, 1988.

Fröhlich, W., Auf der Suche nach Wegen aus der Akzeptanzkrise – Bericht über das Seminar „Umwelt-Konflikt-Management" am 7. und 8. Februar 1991 in Berlin. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 23 (1991), S. 303ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Gawel, E., Gemischte Lenkungsstrategien auf Zertifikatmärkten für Umweltgüter. Ein Modell kombinativen Einsatzes von handelbaren Emissionsrechten und Abgaben. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 14 (1991), S. 279ff.

Gawel, E. und Mark, M. v., Kompensationslösungen im Umweltschutz. Kritische Überlegungen zur effektiven umweltpolitischen Reichweite eines instrumentellen Hoffnungsträgers. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 4 (1991), S. 52ff.

Gemper, B.B. (Hrsg.), Die Finanzierung der Zukunftsaufgaben. Hamburg 1991.

Georgescu-Roegen, N., Was geschieht mit der Materie im Wirtschaftsprozeß? In: E. Seidel und H. Strebel (Hrsg.), S. 64ff.

Gerlach, J.W., Privatrecht und Umweltschutz im System des Umweltrechts. (Schriften zum Umweltrecht, Band 11.) Berlin 1989.

Gesetz über die Deutsche Bundesbank vom 26. Juli 1957 (BGBl. III, S. 7620-1).

Gesetz über die Beseitigung von Abfällen (Abfallbeseitigungsgesetz – AbfG) vom 7. Juni 1972 (BGBl. I, S. 873).

Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallgesetz – AbfG) vom 27. August 1986 (BGBl. I, S. 1410).

Gesetz über die Umwelthaftung (Umwelthaftungsgesetz – UmweltHG) vom 10. Dezember 1990 (BGBl. I, S. 2634).

Gethmann, C.F., Das Setzen von Umweltstandards als Ausdruck gesellschaftlicher Risikogestaltung. In: G.R. Wagner (Hrsg.), S. 11ff.

Gottlieb-Duttweiler-Institut für wirtschaftliche und soziale Studien (Hrsg.), Gefährliche Sonderabfälle. Vergessen, Vernichten, Vermeiden? Vorträge auf der GDI-Tagung, 24.-25. November 1983. Zürich o.J.

Greenberg, M.R., Anderson, R.F. and Rosenberger, K., Social and Economic Effects of Hazardous Waste Management Sites. „Hazardous Waste", vol. 1 (1984), S. 387ff.

Greim, H., Problematik von Grenzwerten aus der Sicht des Toxikologen. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 61ff.

Große, W. u.a. (Hrsg.), Versicherungsenzyklopädie, Band 4. Wiesbaden 1984.

Günther, P., Klärschlamm: Umweltpolitische Herausforderung? In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), S. 129ff.

Habeck-Tropfke, H.-H. und Habeck-Tropfke, L., Müll- und Abfalltechnik. Düsseldorf 1985.

Hahn, J., Konzept einer umweltfreundlichen Entsorgung. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 1, Kennziffer 0140 der Lfg. 5/89.

Hajen, L., Organisation und Finanzierung der Altlastensanierung. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 9 (1986), S. 349ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Hampicke, U., Naturschutz-Ökonomie. (Uni-Taschenbücher, Nr. 1650.) Stuttgart 1991.

Hansmeyer, K.-H. (Hrsg.), Staatsfinanzierung im Wandel. (Schriften des Vereins für Socialpolitik, N.F. Band 134.) Berlin 1983.

Hansmeyer, K.-H., Abgaben und steuerliche Instrumente der Umweltpolitik – Wirkungsweise, Erfahrungen, Möglichkeiten. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 10 (1987), S. 251ff.

Hanusch, H., Nutzen-Kosten-Analyse. München 1987.

Hartkopf, G. und Bohne, E., Umweltpolitik 1. Grundlagen, Analysen und Perspektiven. Opladen 1983.

Hattenhauser, H. und Kaltefleiter, W. (Hrsg.), Mehrheitsprinzip, Konsens und Verfassung. Heidelberg 1986.

Hauptmanns, U., Herttrich, M. und Werner, W., Technische Risiken. Ermittlung und Beurteilung. Berlin u.a. 1987.

Haury, H.-J., Die unendliche Katastrophe. „Bild der Wissenschaft", Stuttgart, Jg. 28 (1991), Heft 4, S. 44f.

Hayek, F.A. v. [I], Recht, Gesetzgebung und Freiheit. Band 1: Regeln und Ordnung. 2. Auflage, Landsberg a. L. 1986

Hayek, F.A. v. [II], Recht, Gesetzgebung und Freiheit. Band 2: Die Illusion der sozialen Gerechtigkeit. Landsberg a. L. 1981.

Hayek, F.A. v. [III], Die Verfassung der Freiheit. 3. Auflage, Tübingen 1991.

Hayek, F.A. v. [IV], Recht, Gesetzgebung und Freiheit. Band 3: Die Verfassung einer Gesellschaft freier Menschen. Landsberg a. L. 1981.

Hayek, F.A. v. [V], Freiburger Studien – Gesammelte Aufsätze. (Wirtschaftswissenschaftliche und wirtschaftsrechtliche Untersuchungen, Band 5.) Tübingen 1969.

Hecht, D., Möglichkeiten und Grenzen der Steuerung von Rückstandsmaterialströmen über den Abfallbeseitigungspreis. (Schriftenreihe des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, N.F. Heft 51.) Berlin 1991.

Heilmann, K., Technischer Fortschritt und Risiko – Wege aus der Irrationalität. In: Bundesverband der Deutschen Industrie (Hrsg.), S. 29ff.

Heinrich, D. und Hergt, M., dtv-Atlas zur Ökologie. Tafeln und Texte. München 1990.

Held, M. (Hrsg.), Leitbilder der Chemiepolitik. Stoffökologische Perspektiven der Industriegesellschaft. Frankfurt und New York 1991.

Henschler, D., Stochastische Risiken von Stoffen: Risikoerkennung, Risikosituation, Grenzwerte. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 427ff.

Herder-Dorneich, P., Ordnungstheorie – Ordnungspolitik – Ordnungsethik. „Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie", Tübingen, Band 8 (1989), S. 1ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Hirshleifer, J. and Riley, J.G., The Analytics of Uncertainty and Information – An Expository Survey. „Journal of Economic Literature", Menaska, WI, vol. 17 (1979), S. 1375ff.

Höhr, H.H., Thermische Müllverwertung außerhalb von Ballungsgebieten – Einfluß der Mülltransportkosten. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 20 (1988), S. 41ff.

Hösel, G. und Lersner, H. Freiherr v., Recht der Abfallbeseitigung des Bundes und der Länder. Kommentar zum Abfallgesetz. Nebengesetze und sonstige Vorschriften. Band 1, Berlin 1972ff.

Hösel, G. u.a. (Hrsg.), Müll-Handbuch. Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen. Ergänzbares Handbuch für die kommunale und industrielle Abfallwirtschaft. Berlin 1964ff.

Hoffmann-Riem, W. und Schmidt-Aßmann, E. (Hrsg.) [I], Konfliktbewältigung durch Verhandlungen. Band I: Informelle und mittlerunterstützte Verhandlungen in Verwaltungsverfahren. Baden-Baden 1990.

Hoffmann-Riem, W. und Schmidt-Aßmann, E. (Hrsg.) [II], Konfliktbewältigung durch Verhandlungen. Band II: Konfliktmittlung in Verwaltungsverfahren. Baden-Baden 1990.

Hohlneicher, G. und Raschke, E. (Hrsg.), Leben ohne Risiko? Ein Beitrag zur umweltorientierten Risikoabschätzung und -akzeptanz. Köln 1989.

Holler, M.J., Ökonomische Theorie der Verhandlungen. Einführung. 2. Auflage, München und Wien 1988.

Holm, K., Der Unfall bei Sandoz. Überlegungen zur Anwendbarkeit umweltpolitischer Instrumente bei Umweltrisiken. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 16 (1987), S. 349f.

Holst, M., Durchsetzungsprobleme von Abfallentsorgungsanlagen – Sachstand, Ursachen und Wege zur Problembewältigung. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 12 (1989), S. 185ff.

Holzinger, K., Umweltpolitische Instrumente aus der Sicht der staatlichen Bürokratie – Versuch einer Anwendung der „Ökonomischen Theorie der Bürokratie". (Ifo-Studien zur Umweltökonomie, Band 6.) München 1987.

Holznagel, B. [I], Konfliktlösung durch Verhandlungen. Aushandlungsprozesse als Mittel der Konfliktverarbeitung bei der Ansiedlung von Entsorgungsanlagen für besonders überwachungsbedürftige Abfälle in den Vereinigten Staaten und der Bundesrepublik Deutschland. (Schriftenreihe der Forschungsstelle Umweltrecht der Universität Hamburg, Band 4.) Baden-Baden 1990.

Holznagel, B. [II], Der Einsatz von Konfliktmittlern, Schiedsrichtern und Verfahrenswaltern im amerikanischen Umweltrecht. „Die Verwaltung", Berlin, Band 22 (1989), S. 421ff.

Holznagel, B. [III], Verhandlungslösungen als Mittel der Konfliktbewältigung bei der Ansiedlung von Sonderabfallanlagen in den USA und in der Bundesrepu-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

blik. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 3 (1990), S. 405ff.

Holznagel, B. [IV], Verhandlungs- und Vermittlungsverfahren und Verwaltungshandeln. In: J. Calliess und M. Striegnitz (Hrsg.), S. 184ff.

Homann, K. [I], Rationalität und Demokratie. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 57.) Tübingen 1988.

Homann, K. [II], Legitimation und Verfassungsstaat. Vertragstheoretische Interpretation der Demokratie. „Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie", Tübingen, Band 4 (1985), S. 48ff.

Hoppmann, E. [I], Ökonomische Theorie der Verfassung. „Ordo – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft", Stuttgart, Band 38 (1987), S. 31ff.

Hoppmann, E. [II], Krise der Demokratie? „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Köln, Jg. 38 (1989), S. 43ff.

Horlitz, T., Monetäre Bewertung von Umweltschäden – Ein geeignetes Instrument zur Erfassung ökologischer Folgekosten. In: H. Donner (Hrsg.), S. 125ff.

Hosemann, G. (Hrsg.), Risiko in der Industriegesellschaft. Analysen, Vorsorge und Akzeptanz. (Erlanger Forschungen, Reihe B, Naturwissenschaften und Medizin, Band 19.) Erlangen 1989.

Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), Ökologische Abfallwirtschaft. Umweltvorsorge durch Abfallvermeidung. Dokumentation des Fachkongresses vom 30.11. – 2.12.1989 in Berlin. 2. Auflage, Berlin 1989.

Jaeger, K., Steuern, Entschädigungen und das Coase Theorem. „Jahrbuch für Sozialwissenschaft", Göttingen, Band 26 (1975), S. 211ff.

Jessberger, H.L. (Hrsg.), Neuzeitliche Deponietechnik. Rotterdam 1990.

Jung, G., Die Planung in der Abfallwirtschaft. Aktuelle Fach- und Rechtsfragen. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 20.) Berlin 1988.

Junker, A., de LaRiva, C. und Schwarz, R., Genehmigungsverfahren und Umweltschutz (vormals TA-Luft Kommentar). Praktische Umsetzung von rechtlichen und technischen Regelungen für die Zulassung und das Betreiben von Anlagen. Köln 1990.

Karl, H. [I], Ökonomie öffentlicher Risiken in Marktwirtschaften. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 16 (1987), S. 217ff.

Karl, H. [II], Property Rights als Instrument für eine umwelt- und grundwasserschonende Landwirtschaft. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 10 (1987), S. 23ff.

Karl, H. [III], Altlastensanierung – Ansätze zur Deckung des Finanzbedarfs. (RUFIS-Beiträge, Nr. 1/1987.) Bochum 1987.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Karl, H. [IV], Umweltschutz mit Hilfe zivilrechtlicher und kollektiver Haftung. „RWI-Mitteilungen, Berlin, Jg. 43 (1992), S. 183ff.

Karl, H. [V], Sonderabfallwirtschaft – Ein Ausnahmebereich vom Wettbewerb? Analyse institutioneller Strukturen der Sonderabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalens. „List Forum", Düsseldorf, Band 14 (1987/88), S. 345ff.

Kasperson, R.E., Rethinking the Siting of Hazardous Waste Facilities. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 203ff.

Ketteler, G. und Kippels, K., Umweltrecht. Eine Einführung in die Grundlagen unter besonderer Berücksichtigung des Wasser-, Immissionsschutz-, Abfall- und Naturschutzrechts. (Schriftenreihe Verwaltung in Praxis und Wissenschaft, Band 31.) Köln u.a. 1988.

Kimminich, O. u.a. (Hrsg.), Handwörterbuch des Umweltrechts, II. Band. Berlin 1988.

Kirchgässner, G., Homo oeconomicus. Das ökonomische Modell individuellen Verhaltens und seine Anwendung in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften. Studien in den Grenzbereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 74.) Tübingen 1991.

Kirsch, G., Neue Politische Ökonomie. 2. Auflage, Düsseldorf 1983.

Kleindorfer, P.R. [I], Die Umweltschaden-Haftpflicht-Versicherung. Ein Ausblick auf die Krise der US-Versicherungswirtschaft. „Zeitschrift für die gesamte Versicherungswissenschaft", Berlin, Jg. 76 (1987), S. 1ff.

Kleindorfer, P.R. [II], Compensation and Negotiation in the Siting of Hazardous-Waste Facilities. „Science of the Total Environment", Amsterdam, vol. 51 (1986), S. 197ff.

Kleindorfer, P.R. and Kunreuther, H., Insurance and Compensation as Policy Instruments for Hazardous Waste Management. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 145ff.

Kleindorfer, P.R. and Kunreuther, H.C. (Eds.), Insuring and Managing Hazardous Risks: From Seveso to Bhopal and Beyond. Berlin u.a. 1987.

Klemmer, P. [I], Umweltschutz und Bautätigkeit – Erste Erfahrungen und Zukunftsperspektiven. „Ifo-Schnelldienst", München, Jg. 40 (1987), Heft 20, S. 21ff.

Klemmer, P. [II], Umweltschutz und Wirtschaftlichkeit. Grenzen der Belastbarkeit der Unternehmen. (Wirtschaftspolitische Kolloquien der Adolf-Weber-Stiftung, Band 17.) Berlin 1990.

Klemmer, P. [III], Reaktivierung kontaminierter Standorte und Strukturpolitik. In: Entsorga gGmbH (Hrsg.), S. 102ff.

Klemmer, P. [IV], Gesamtwirtschaftliche Effekte ökonomischer Instrumente des Umweltschutzes. In: Umweltschutz. Herausforderungen und Chancen für die Wirtschaft. (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38.) Berlin 1991, S. 135ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Klemmer, P. [V], Regionalpolitik und Umweltpolitik. Untersuchung der Interdependenzen zwischen Regionalpolitik und Umweltpolitik. (Beiträge der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Band 106.) Hannover 1988.

Klemmer, P. [VI], Sondervermögen „Arbeit und Umwelt", Eine kritische Würdigung. „Wirtschaftsdienst", Hamburg, Jg. 65 (1985), S. 559ff.

Klemmer, P. [VII], Regionalpolitik auf dem Prüfstand. Köln 1986.

Kloepfer, M. [I], Umweltrisiken und Haftungsregeln – Rechtspolitische Aspekte. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 11 (1988), S. 243ff.

Kloepfer, M. [II], Zur rechtsstaatlichen Problematik ökonomischer Instrumente im Umweltschutz. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 2 (1989), S. 355ff.

Kloepfer, M. [III], Umweltsinn und Sonderabfallentsorgung. In: Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts 1991. (Schriftenreihe des Instituts für Umwelt- und Technikrecht der Universität Trier, Band 15.) Düsseldorf 1991, S. 139ff.

Knappe, E., Möglichkeiten und Grenzen dezentraler Umweltschutzpolitik. Bekämpfung externer Nachteile durch Verhandlungen. (Volkswirtschaftliche Schriften, Heft 220.) Berlin 1974.

Knoepfel, P. und Rey, M., Konfliktminderung durch Verhandlung: Das Beispiel des Verfahrens zur Suche eines Standorts für eine Sondermülldeponie in der Suisse Romande. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [II], S. 257ff.

Knüppel, H., Umweltpolitische Instrumente. Analyse der Bewertungskriterien und Aspekte einer Bewertung. Baden-Baden 1989.

Koch, T.C., Seeberger, J. und Petrik, H., Ökologische Müllverwertung. Handbuch für optimale Abfallkonzepte. (Alternative Konzepte, Nr. 44.) 2. Auflage, Karlsruhe 1986.

Köhl, W., Technische, methodische und politische Probleme bei der Standortsuche für Abfallverwertungsanlagen. „Raumforschung und Raumordnung", Köln, Jg. 46 (1988), S. 63ff.

Köhler, H., Haftpflichtversicherung. In: W. Große u.a. (Hrsg.), S. 359ff.

Köller, H. v., Leitfaden Abfallrecht. Ein Ratgeber für Betriebsbeauftragte für Abfall, Entsorger und Verwaltung. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 34.) Berlin 1990.

Koller, P., Die neuen Vertragstheorien. In: K. Graf Ballestrem und H. Ottmann (Hrsg.), S. 281ff.

Köndgen, J. und Randow, P. v., Sanktionen bei Vertragsverletzung. In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 122ff.

Koziol, H., Erlaubte Risiken und Gefährdungshaftung. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 143ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Krelle, W., Preistheorie. (St. Galler Wirtschaftswissenschaftliche Forschungen, Band 17.) Tübingen und Zürich 1961.

Kreusch, J., Probleme der Langzeitsicherung von Deponien – Folgerungen für eine ökologische Abfallwirtschaft. In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), S. 121ff.

Kucharzewski, I., Negotiation – Mediation. Neue Zauberworte in der Abfallwirtschaft? „Raumplanung", Dortmund, Jg. 52 (1991), S. 53ff.

Kuhlmann, A. [I], Einführung in die Sicherheitswissenschaft. Köln 1981.

Kuhlmann, A. [II], Moderne Risikoermittlung mit vorbeugender Schadensverhütung – Immanente Voraussetzung eines Umwelthaftungsrechts. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 179ff.

Kuhlmann, A. (Hrsg.), 1. Weltkongreß für Sicherheitswissenschaft. Leben in Sicherheit. Teil 1. Köln 1990.

Kuhn, A., Unternehmensführung. 2. Auflage, München 1990.

Kühnert, H., Wenn Barbaren planen. Ein schönes Schwarzwaldtal soll zur Müll-Kippe werden. „Die Zeit", Hamburg, Ausgabe vom 25. Oktober 1991, S. 21.

Kunreuther, H., Verbesserung des Standortbestimmungsverfahrens. In: H. Kunreuther u.a. (Hrsg.), S. 259ff.

Kunreuther H. u.a. (Hrsg.), Risikoanalyse und politische Entscheidungsprozesse. Standortbestimmung von Flüssiggasanlagen in vier Ländern. Berlin u.a. 1983.

Kunreuther, H., Linnerooth, J. and Vaupel, J.W., A Decision-Process Perspective on Risk and Policy Analysis. „Management Science", Providence, RI, vol. 30 (1984), S. 475ff.

Kunreuther, H. u.a., A Compensation Mechanism for Siting Noxious Facilities, Theory and Experimental Design. „Journal of Environmental Economics and Management", Dan Diego, CA, vol. 14 (1987), S. 371ff.

Kunreuther, H. and Gowda, R. (Eds.), Integrating Insurance and Risk Management for Hazardous Wastes. Boston u.a. 1990.

Ladeur, K.-H., Jenseits von Regulierung und Ökonomisierung der Umwelt. Bearbeitung von Ungewißheit durch (selbst-)organisierte Lernfähigkeit – eine Skizze. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 10 (1987), S. 1ff.

Lagadec, P., From Seveso to Mexico and Bhopal: Learning to Cope with Crises. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 13ff.

Lahl, U. und Wiebe, A., Chemie im Müll – verkennen, vergessen, verdrängen. In: Institut für ökologisches Recycling (Hrsg.), S. 96ff.

Lambertz, G., Bessere Wirtschaftspolitik durch weniger Demokratie? Ökonomische Demokratiekritik und Theorie der Autokratie. (Duisburger Volkswirtschaftliche Schriften, Band 6.) Hamburg 1990.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Landes, W.M. and Posner, R., Causation in Tort Law. An Economic Approach. „Journal of Legal Studies", Chicago, vol. 12 (1983), S. 109ff.

Landsberg, G. und Lülling, W., Umwelthaftungsrecht. Kommentar. Köln 1991.

Langer, M., Die Deponierung von Sonderabfällen – Methoden, Sicherheitskriterien, Standortvoraussetzungen. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 333ff.

Lave, L.B. and Seskin, E.P., Air Pollution and Human Health. „Science", Washington, D.C., vol. 169 (1970), no. 3947, S. 723ff.

Lee, N., Economic Incentives for the Promotion of Safety and Pollution Control. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 406ff.

Leipold, H., Vertragstheoretische Begründung staatlicher Aufgaben. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 16 (1987), S. 177ff.

Lenk, H. und Maring, M. (Hrsg.), Technikverantwortung. Güterabwägung – Risikobewertung – Verhaltenskodizes. Frankfurt und New York 1991.

Locher, K., Struktur und Erscheinungsformen des Gefangenen-Dilemmas. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 20 (1991), S. 19ff.

Locher, K., Auswege aus Gefangenen-Dilemma-Situationen. „WiSt – Wirtschaftswissenschaftliches Studium", München und Frankfurt, Jg. 20 (1991), S. 60ff.

Löbbe, K., Alternativen zur Lösung des Altlastenproblems? In: Umweltschutz. Herausforderungen und Chancen für die Wirtschaft (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38.) Berlin 1991, S. 117ff.

Madigan, D., Susskind, L. und Weinstein, A., Vorüberlegungen für eine verbesserte Konfliktbewältigung im Umweltbereich. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 151ff.

Mag, W., Grundzüge der Entscheidungstheorie. München 1990.

Milde, H. und Monissen, H.G. (Hrsg.), Rationale Wirtschaftspolitik in komplexen Gesellschaften. Gérard Gäfgen zum 60. Geburtstag. Stuttgart u.a. 1985.

Mills, E.S. and Graves, P.E., The Economics of Environmental Quality. 2nd Ed., New York 1986.

Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Abfallwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Vorläufiger Plan Sonderabfälle, Stand: 1. Juli 1983. Ohne Erscheinungsort und -jahr.

Mitchell, R.C. and Carson, R.T., Property Rights, Protest, and the Siting of Hazardous Waste Facilities. „American Economic Review", Menasha, WI, vol. 76 (1986), Papers and Proceedings, S. 285ff.

Möller, H. u.a. (Hrsg.), Umweltökonomik. Beiträge zur Theorie und Politik. (Neue Wissenschaftliche Bibliothek, Band 107.) Königstein/Ts. 1982.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Monissen, H.G., Externalitäten und ökonomische Analyse. In: E. Streissler und C. Watrin (Hrsg.), S. 342ff.

Morell, D., Siting and the Politics of Equity. „Hazardous Waste", vol. 1 (1984), S. 555ff.

Morell, D. and Magorian, C., Siting Hazardous Waste Facilities. Local Opposition and the Myth of Preemption. Cambridge, MA, 1982.

Mücke, W., Risikoermittlung bei Umweltchemikalien. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 8 (1985), S. 221ff.

Mühlenweg, U. und Brasser, T., Reststoffe bei der Hausmüllverbrennung. Ergebnisse zweier Umfragen. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 22 (1990), S. 53ff.

Müller, K., Umweltwirkungen. Planungswiderstände der Abfallbeseitigung. In: K.J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), S. 187ff.

Müller, K. und Holst, M., Raumordnung und Abfallbeseitigung – Empirische Untersuchung zu Standortwahl und -durchsetzung von Abfallbeseitigungsanlagen. (Schriftenreihe „Raumordnung" des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Heft 06.065.) Bonn 1987.

Musgrave, R.A., Musgrave, P.B. und Kullmer, L. [I], Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Band 3. (Uni-Taschenbücher, Nr. 542.) 3. Auflage, Tübingen 1987.

Musgrave, R.A., Musgrave, P.B. und Kullmer, L. [II], Die öffentlichen Finanzen in Theorie und Praxis, Band 2. (Uni-Taschenbücher, Nr. 449.) 4. Auflage, Tübingen 1987.

Neelsen, T., Konzept der Sonderabfallentsorgung aus der Sicht der Wirtschaft. „Wasser und Boden", Jg. 1990, S. 727ff.

Neidhardt, R., Müllverbrennung, Ein brennendes Problem für Mensch und Natur. (BUNDargumente.) Ohne Erscheinungsort, 1988.

Nels, C., Pyrolysetechnik. In: G. Hösel u.a. (Hrsg.), Band 4, Kennziffer 7955 der Lfg. 3/83.

Neumann, M., Theoretische Volkswirtschaftslehre III. Wachstum, Wettbewerb und Verteilung. München 1982.

Neumann, M. (Hrsg.), Ansprüche, Eigentums- und Verfügungsrechte. (Schriften des Vereins für Socialpolitik, N.F. Band 140.) Berlin 1984.

Nicklisch, F. [I], Das Recht im Umgang mit dem Ungewissen am Beispiel der Regelungen zu Produkt-, Gentechnik- und Umwelthaftung. In: H. Lenk und M. Maring (Hrsg.), S. 161ff.

Nicklisch, F. [II], Grenzwerte und technische Regeln aus rechtlicher Sicht. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 95ff.

Nicklisch, F. [III], Der rechtliche Rahmen für Nutzung und Sicherheit technischer Systeme. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 116ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Nicklisch, F. (Hrsg.), Prävention im Umweltrecht. Risikovorsorge, Grenzwerte, Haftung. (Technologie und Recht, Band 10.) Heidelberg 1988.

Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), Sonderabfallentsorgung in Niedersachsen. Expertenanhörung über Strategien und Verfahren zur Vermeidung / Verminderung / Verwertung sowie die endgültige Beseitigung von Sonderabfällen. Hannover 1987.

Nienhaus, V. [I], Externe Effekte, Transaktionskosten, Verfügungsrechte und wirtschaftspolitischer Handlungsbedarf. „List Forum", Düsseldorf, Band 12 (1983/84), S. 258ff.

Nienhaus, V. [II], Allgemeiner Konsens versus staatslose Gesellschaft – Zur Legitimität liberaler Ordnungspolitik. „List Forum", Düsseldorf, Band 13 (1985/86), S. 177ff.

Nienhaus, V. [III], Persönliche Freiheit und moderne Demokratie. F.A. von Hayeks Demokratiekritik und sein Reformvorschlag eines Zweikammernsystems. (Walter Eucken Institut Freiburg i. Br., Vorträge und Aufsätze, Band 85.) Tübingen 1982.

Nienhaus, V. [IV], Konsens als praktische Entscheidungsregel. „Jahrbuch für Neue Politische Ökonomie", Tübingen, Band 4 (1985), S. 137ff.

O'Banion, K., Public Reaction to the Risks of Energy Technology. „Environmental Management", Heidelberg, vol. 5 (1981), S. 329ff.

O'Hare, M. [I], „Not on *my* block you don't". Facility Siting and the Strategic Importance of Compensation. „Public Policy", Cambridge, MA, vol. 25 (1977), S. 407ff.

O'Hare, M. [II], The Importance of Compensation and Joint Gains in Environmental Disputes. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 191ff.

O'Hare, M., Bacow, L. and Sanderson, D., Facility Siting and Public Opposition. New York u.a. 1983.

O.V., Experte: Revier steht vor dem „Müllnotstand". „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Essen, Ausgabe vom 4. Dezember 1990, S. 3.

O.V., Indianer und Schwarze prangern Umweltrassismus der Weißen an. „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Essen, Ausgabe vom 11. November 1991.

O.V., Mediation in der Umweltpolitik. Das Konzept zur Abfallwirtschaft im Kreis Neuss. „WZB-Mitteilungen", Berlin, Jg. 1991, Heft 53, S. 5ff.

Odzuck, W., Umweltbelastungen. Belastete Ökosysteme. Stuttgart 1982.

Oettle, K., Versorgung und Entsorgung. Konflikte und ihre denkbaren Regelungen: Standortplanung zwischen Allgemeinbedarf und „Betroffenenprinzip". In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.), S. 23ff.

Olson, M., Die Logik des kollektiven Handelns. Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen. (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften, Studien in den Grenz-

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

bereichen der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, Band 10.) 2. Auflage, Tübingen 1985.

Osterkamp, R. und Schneider, W., Zur Umweltökonomik: Einführung und Überblick. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 5ff.

Ott, A.E., Grundzüge der Preistheorie. (Grundriß der Sozialwissenschaft, Band 25.) 3. Auflage, Göttingen 1984.

Ott, C. und Schäfer, H.-B. (Hrsg.), Allokationseffizienz in der Rechtsordnung. Beiträge zum Travemünder Symposium zur ökonomischen Analyse des Zivilrechts, 23. – 26. März 1988. Berlin u.a. 1989.

Ottmann, H., Politik und Vertrag. Eine Kritik der modernen Vertragstheorien. „Zeitschrift für Politik", Köln, Jg. 33 (1986), S. 22ff.

Peters, H.P. und Wiedemann, P.M., Risikokommunikation – Möglichkeiten und Grenzen des Risikodialogs in der Chemie. In: U. Steger (Hrsg.), S. 153ff.

Pfennigstorf, W., The Role of Insurance in Risk Spreading and Risk Bearing. In: P.R. Kleindorfer and H.C. Kunreuther (Eds.), S. 464ff.

Pflügner, W., Nutzenanalysen im Umweltschutz. Der ökonomische Wert von Wasser und Luft. Göttingen 1988.

Pietzcker, J., Mittlergestütztes Entscheiden in anderen Zusammenhängen, so bei der Normsetzung oder bei der Lösung von wissenschaftlichen Kontroversen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 263ff.

Prognos AG (Hrsg.), Externe Effekte der Energieversorgung. Baden-Baden 1991.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [I], Abfallwirtschaft. Sondergutachten vom September 1990. Stuttgart 1991.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [II], Altlasten. Sondergutachten vom Dezember 1989. Stuttgart 1990.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [III], Umweltgutachten 1987. Stuttgart und Mainz 1988.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen [IV], Waldschäden und Luftverunreinigungen. Sondergutachten vom März 1983. Stuttgart und Mainz 1983.

Rawls, J., Eine Theorie der Gerechtigkeit. (suhrkamp taschenbuch wissenschaft, Band 271.) 5. Auflage, Frankfurt a.M. 1990.

Regierungspräsident Münster (Hrsg.), Abfallbeseitigung im Regierungsbezirk Münster. Stand: Juli 1986. Ohne Erscheinungsort und -jahr.

Rehbinder, E. [I], Fortentwicklung des Umwelthaftungsrechts in der Bundesrepublik Deutschland. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 2 (1989), S. 5ff.

Rehbinder, E. [II], Aspekte der Beurteilung und Bewertung von Kompensationslösungen als Ergebnis von Verhandlungs- und Vermittlungsprozessen. In: J. Calliess und M. Striegnitz (Hrsg.), S. 199ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Reiling, W. und Stertz, O., Sicherheitsanalyse bei Abfallbehandlungsanlagen. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 23 (1991), S. 528ff.

Reimer, H., Grundlagen der Abfallverbrennung. In: O. Tabasaran (Hrsg.), S. 179ff.

Renn, O., Risikowahrnehmung – Psychologische Determinanten bei der intuitiven Erfassung und Bewertung von technischen Risiken. In: G. Hosemann (Hrsg.), S. 167ff.

Rethmann, L., Transport von Sondermüll. Ein Vergleich Schiene / Straße aus abfallwirtschaftlicher und gefahrgutrechtlicher Sicht. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 29.) Berlin 1989.

Rey, M., Die Steuerung eines Beratungs- und Entscheidungsprozesses. In: A. Zilleßen u.a. (Hrsg.), S. 183ff.

Ritter, E.-H., Umweltpolitik und Rechtsentwicklung. „Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht", München, Jg. 6 (1987), S. 929ff.

Roller, G., Haftung für Industrieabfälle. Der Richtlinienvorschlag der EG. „Öko-Mitteilungen", Jg. 1991, Heft 2, S. 28f.

Röper, B., Ansprüche, Eigentums-, Verfügungs- und Nutzungsrechte auf den Wald in Deutschland (BR). In: M. Neumann (Hrsg.), S. 319ff.

Röpke, J., Marktallokation ökologischer Ressourcen. Eigentumsrechte und Transaktionskosten im evolutiven Ablauf. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 271ff.

Salzwedel, J., Risiko im Umweltrecht – Zuständigkeit, Verfahren und Maßstäbe der Bewertung. „Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht", München, Jg. 6 (1987), S. 276ff.

Schäfer, H.-B. und Ott, C., Lehrbuch der ökonomischen Analyse des Zivilrechts. Berlin u.a. 1986.

Schatz, K.-W., Markt und Recht – Eigentumsrechte als Mittel zur Lösung des Umweltschutzproblems. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 208ff.

Schenkel, W. [I], Sonderabfallbeseitigung in der Bundesrepublik Deutschland – Situation und bundespolitischer Handlungsbedarf. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 1 (1988), S. 21ff.

Schenkel, W., Ist die geordnete Beseitigung gefährlicher Abfälle eine Utopie? In: Gottlieb-Duttweiler-Institut für wirtschaftliche und soziale Studien (Hrsg.), S. 9ff.

Schenkel, W. und Jakobs-Taake, M., Ökonomische Instrumente in der Abfallwirtschaft. In: W. Schenkel und K.J. Thomé-Kozmienski (Hrsg.), S. 1ff.

Schenkel, W. und Thomé-Kozmienski, K.J. (Hrsg.), Konzepte in der Abfallwirtschaft. Berlin 1990, Band 3.

Schetter, G., Dioxin- und Furanemissionen aus Müllverbrennungsanlagen. Teil 2: Risikobewertung. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 20 (1988), S. 141ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Schilling, H., Umwelthaftung für Schadstoffrisiken – Probleme und Tendenzen im internationalen Vergleich sowie die daraus resultierenden versicherungstechnischen und versicherungsrechtlichen Probleme. In: A. Kuhlmann (Hrsg.), S. 534ff.

Schimmack, S., Harmonie zwischen den Zielen Umweltschutz und Wirtschaftswachstum durch ein gemeinsames umwelt- und wachstumspolitisches Instrumentarium. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 12 (1989), S. 403ff.

Schmidt, H., Im Stich gelassen. „Bild der Wissenschaft", Stuttgart, Jg. 28 (1991), Heft 4, S. 58ff.

Schmidt, K. (Hrsg.), Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I. (Schriften des Vereins für Socialpolitik, N.F. Band 176/I.) Berlin 1988.

Schmidt-Cotta, R.-R., Regionale Sonderabfallentsorgung und Öffentlichkeitsarbeit. Unternehmerische Initiativen zwischen Konfrontation und Kooperation – Ein Beitrag zu politischen, volkswirtschaftlichen und rechtlichen Aspekten der Akzptanzproblematik. In: B.B. Gemper (Hrsg.), S. 30ff.

Schneider, D. [I], Investition und Finanzierung. 5. Auflage, Wiesbaden 1980.

Schneider, D. [II], Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. 3. Auflage, München und Wien 1987.

Schneider, T., Ein quantitatives Entscheidungsmodell für Sicherheitsprobleme im nicht-nuklearen Bereich. In: G. Yadigaroglu und S. Chakraborty (Hrsg.), S. 113ff.

Schüller, A., Gründe für eine Fortentwicklung der Emissionsrechtelösung. In: L. Wegehenkel (Hrsg.), S. 78ff.

Schulz, W. und Wicke, L., Der ökonomische Wert der Umwelt. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 10 (1987), S. 109ff.

Seidel, E. und Strebel, H. (Hrsg.), Umwelt und Ökonomie. Reader zur ökologieorientierten Betriebswirtschaftslehre. Wiesbaden 1991.

Seiler, H., Rechtliche und rechtsethische Aspekte der Risikobewertung. In: S. Chakraborty und G. Yadigaroglu (Hrsg.), S. 05-1ff.

Shavell, S., An Analysis of Causation and the Scope of Liability in the Law of Torts. „Journal of Legal Studies", Chicago, vol. 9 (1980), S. 463ff.

Siebert, H. [I], Haftung ex post versus Anreize ex ante: Einige Gedanken zur Umweltpolitik bei Unsicherheit. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 111ff.

Siebert, H. [II], Ökonomische Theorie der Umwelt. Tübingen 1978.

Sinn, H.-W. und Schmoltzi, U., Eigentumsrechte, Kompensationsregeln und Marktmacht – Anmerkungen zum „Coase Theorem". „Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik", Stuttgart, Band 196 (1981), S. 97ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Soloman, B.D. und Cameron, D.M., Nuclear Waste Repository Siting: An Alternative Approach. In: M. Chatterji (Ed.), S. 119ff.

Solow, R.M., Umweltverschmutzung und Umweltschutz aus der Sicht des Ökonomen. In: H. Möller u.a. (Hrsg.), S. 30ff.

Starr, C., Social Benefit versus Technological Risk. „Science", Washington, D.C., vol. 197 (1969), S. 1232ff.

Starr, C. and Whipple, C., Risks of Risk Decisions. „Science", Washington, D.C., vol. 208 (1980), S. 1114ff.

Steger, U. (Hrsg.), Chemie und Umwelt. Das Beispiel der chlorchemischen Verbindungen. (Schadstoffe und Umwelt, Band 5.) Berlin 1991.

Steinberg, R., Standortplanung umweltbelastender Großvorhaben durch Volksbegehren und Volksentscheid? Anmerkungen zum Volksbegehren „Keine Startbahn West". „Zeitschrift für Rechtspolitik", München, Jg. 15 (1982), Heft 5, S. 113ff.

Steinberg, R. u.a., Zur Beschleunigung des Genehmigungsverfahrens für Industrieanlagen. Eine empirische und rechtspolitische Untersuchung. (Verwaltung 2000, Band 2.) Baden-Baden 1991.

Stief, K. [I], Stellungnahme zu Block III. In: Niedersächsische Umweltminister (Hrsg.), S. 462ff.

Stief, K. [II], Die geordnete Abfalldeponie. In: O. Tabasaran (Hrsg.), S. 97ff.

Streissler, E. und Watrin, C. (Hrsg.), Zur Theorie der marktwirtschaftlichen Ordnungen. Tübingen 1980.

Ströbele, W.J., Externe Effekte als Begründung von Umweltökonomik und -politik. In: F. Beckenbach (Hrsg.), S. 111ff.

Suhr, D., Die Bedeutung von Kompensationen und Entscheidungsverknüpfungen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 113ff.

Susskind, L. und McMahon, G., Theorie und Praxis ausgehandelter Normsetzung in den USA. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 67ff.

Sutter, H., Vermeidung und Verwertung von Sonderabfällen. Grundlagen, Verfahren, Entwicklungstendenzen. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 17.) Berlin 1987.

Tabasaran, O. (Hrsg.), Abfallbeseitigung und Abfallwirtschaft. Düsseldorf 1982.

Tarlock, A.D., Siting New or Expanded Treatment, Storage, or Disposal Facilities: The Pigs in the Parlors of the 1980s. „Natural Resources Lawyer", vol. 17 (1984), S. 429ff.

Thomanetz, E., Abfallpyrolyse. In: O. Tabasaran (Hrsg.), S. 191ff.

Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.), Planung von Abfallbehandlungsanlagen. Berlin 1985.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Tietz, H.-P., Standortkriterien für Abfallentsorgungsanlagen als Grundlage für die planerische Abwägung im Raumordnungsverfahren. „Informationen zur Raumentwicklung", Bonn, Jg. 38 (1988), S. 681ff.

Tietzel, M., Probleme der asymmetrischen Informationsverteilung beim Güter- und Leistungstausch. In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 52ff.

Tietzel, M. und Weber, M., Von Betrügern, Blendern und Opportunisten – Eine ökonomische Analyse. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Köln, Jg. 40 (1991), S. 109ff.

Töpfer, K. [I], Kreislaufwirtschaft statt Abfallbeseitigung. „Umwelt", Berlin, Jg. 1992, S. 329f.

Töpfer, K. [II], Reform des Umwelthaftungsrechts. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 2 (1989), S. 1ff.

Treiber, H., Über mittlerunterstützte Verhandlungen bei umstrittenen Standortentscheidungen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 267ff.

Tsuru, S. und Weidner, H. (Hrsg.), Ein Modell für uns: Die Erfolge der japanischen Umweltpolitik. Köln 1985.

Umweltbundesamt (Hrsg.) [I], Daten zur Umwelt 1990/91. Berlin 1992.

Umweltbundesamt (Hrsg.) [II], Daten zur Umwelt 1988/89, Berlin 1989.

Umweltbundesamt (Hrsg.) [III], Kosten der Umweltverschmutzung. Tagungsband zum Symposium im Bundesministerium des Innern am 12. und 13. September 1985. Berlin 1986.

Umweltbundesamt (Hrsg.) [IV], Jahresbericht 1990. Berlin, ohne Erscheinungsjahr.

Umweltdiskussion: Kreislaufwirtschaft statt Abfallbeseitigung? – Zur Novellierung des Abfallgesetzes. „Zeitschrift für angewandte Umweltforschung", Berlin, Jg. 5 (1992), S. 441ff.

Unterrichtung durch die Bundesregierung [I], Umweltgutachten 1978. Deutscher Bundestag, Drucksache 8/1938. Bonn 1978.

Unterrichtung durch die Bundesregierung [II], Umweltgutachten 1974. Deutscher Bundestag, Drucksache 7/2802. Bonn 1974.

Umweltschutz. Herausforderungen und Chancen für die Wirtschaft. (Beihefte der Konjunkturpolitik, Heft 38.) Berlin 1991.

Vanberg, V. [I], Liberaler Evolutionismus oder vertragstheoretischer Konstitutionalismus? Zum Problem der institutionellen Reformen bei F.A. von Hayek und J.M. Buchanan. (Walter Eucken Institut Freiburg i. Br., Vorträge und Aufsätze, Band 80.) Tübingen 1981.

Vanberg, V. [II], Friedrich August Hayek. In: K. Graf Ballestrem und H. Ottmann (Hrsg.), S. 47ff.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Vaubel, R. [I], Konsenspflicht aus ökonomischer Sicht: Die liberale Alternative. In: H. Hattenhauser und W. Kaltefleiter (Hrsg.), S. 128ff.

Vaubel, R. [II], Privatisierung als wettbewerbspolitische Aufgabe. „Ordo – Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft", Stuttgart, Band 42 (1991), S. 253ff.

Vaubel, R. und Barbier, H.D. (Hrsg.), Handbuch Marktwirtschaft. Pfullingen 1986.

Verordnung über das Einsammeln und Befördern sowie über die Überwachung von Abfällen und Reststoffen (Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung – AbfRestÜberwV) vom 3. April 1990 (BGBl. I, S. 648).

Vlek, C. and Stallen, P.-J., Rational and Personal Aspects of Risk. „Acta Psychologica", Amsterdam, vol. 45 (1980), S. 273ff.

Voigt, S., Die evolutionsorientierte Theorie der Verfassung – Bemerkungen zum Ansatz von Hayeks. „Zeitschrift für Wirtschaftspolitik", Köln, Jg. 40 (1991), S. 93ff.

Wagner, G.R. (Hrsg.), Ökonomische Risiken und Umweltschutz. München 1992.

Wagner, P.-R., Umweltrisiken und deren Versicherbarkeit. In: F. Nicklisch (Hrsg.), S. 191ff.

Wahl, R., Erweiterung des Handlungsspielraums: Die Bedeutung von Kompensationen und Entscheidungsverknüpfungen. In: W. Hoffmann-Riem und E. Schmidt-Aßmann (Hrsg.) [I], S. 283ff.

Watrin, C., Staatsaufgaben – die ökonomische Sicht. „Bitburger Gespräche", Bitburg, Jg. 14 (1984), S. 41ff.

Weale, A., Umweltbezogene Risikosteuerung durch transaktionskostenorientierte Institutionen. In: G.R. Wagner (Hrsg.), S. 27ff.

Wedekind, R., Neue Abwasserabgabe für Deponiesickerwässer „Auslegungsschwierigkeiten". „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 22 (1990), S. 379ff.

Wegehenkel, L. [I], Transaktionskosten, Wirtschaftssystem und Unternehmertum. Tübingen 1980.

Wegehenkel, L. [II], Coase-Theorem und Marktsystem. (Wirtschaftswissenschaftliche und wirtschaftsrechtliche Untersuchungen, Band 15.) Tübingen 1980.

Wegehenkel, L. [III], Kommentar. In: C. Ott und H.-B. Schäfer (Hrsg.), S. 141ff.

Wegehenkel, L. (Hrsg.), Marktwirtschaft und Umwelt. (Wirtschaftswissenschaftliche und wirtschaftsrechtliche Untersuchungen, Band 17.) Tübingen 1981.

Weidner, H., Staatlich geregeltes Entschädigungssystem: Schwefelabgaben für Umweltverschmutzungsopfer. In: S. Tsuru und H. Weidner (Hrsg.), S. 114ff.

Weimann, J., Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung. 2. Auflage, Berlin u.a. 1991.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/

Weiß, D., Infrastrukturplanung. Ziele, Kriterien und Bewertungen von Alternativen. Berlin 1971.

Weizsäcker, C.C. v., Was leistet die Property Rights Theorie für aktuelle wirtschaftspolitische Fragen? In: M. Neumann (Hrsg.), S. 123ff.

Wicke, L. unter Mitarbeit von Franke, W., Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung. 2. Auflage, München 1989.

Widmaier, H.P. (Hrsg.), Politische Ökonomie des Wohlfahrtsstaates. Frankfurt a.M. 1974.

Wiedemann, P.M., Femers, S. und Hennen, L., Bürgerbeteiligung bei entsorgungswirtschaftlichen Vorhaben. Analyse und Bewertung von Konflikten und Lösungsstrategien. (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 43.) Berlin 1991.

Wilmowsky, P. v., Abfallwirtschaft im Binnenmarkt. Europäische Probleme und amerikanische Erfahrungen. (Umweltrechtliche Studien, Band 8.) Düsseldorf 1990.

Wiltshire, S., The Role of the Public in Siting Waste Disposal Facilities: Radioactive Waste Management in the United States. In: M. Chatterji (Ed.), S. 91ff.

Winterfeldt, D. v. and Edwards, W., Patterns of Conflict About Risky Technologies. „Risk Analysis", New York, vol. 4 (1984), no. 1, S. 55ff.

Wöbbeking, K.H. und Thomat, W., Die Kostenproblematik großräumiger Entsorgungsstrategien. Eine Ergänzung zu dem Beitrag von Hans Höhr. „Müll und Abfall", Berlin, Jg. 20 (1988), S. 252ff.

Wölk, A., Im Ruhrgebiet droht Müll-Katastrophe. „Westdeutsche Allgemeine Zeitung", Essen, Ausgabe vom 17. Dezember 1991, S. 1.

Yadigaroglu, G. und Chakraborty, S. (Hrsg.), Risikountersuchungen als Entscheidungsinstrument. Köln 1985.

Zieschank, R., Mediationsverfahren als Gegenstand sozialwissenschaftlicher Umweltforschung – Kriterien für den Umgang mit einem neuen Forschungsfeld. „Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht", Frankfurt, Jg. 14 (1991), S. 27ff.

Zilleßen, H. u.a. (Hrsg.), Die Modernisierung der Demokratie. Internationale Ansätze. Opladen 1993.

DOI https://doi.org/10.3790/978-3-428-47955-9 | Generated on 2025-07-25 02:19:24
OPEN ACCESS | Licensed under CC BY-NC-ND 4.0 | https://creativecommons.org/about/cclicenses/