

**Integrierte Vermeidung und Verminderung der
Umweltverschmutzung**

**BVT-Merkblatt zu
ökonomischen und medienübergreifenden Effekten**

Juni 2005

**Umweltbundesamt
(German Federal Environmental Agency)
National Focal Point – IPPC
Wörlitzer Platz 1
D-06844 Dessau
Tel.: +49 (0)340 2103-0
Fax: + 49 (0)340 2103-2285
E-Mail: nfp-ippc@uba.de (Subject: NFP-IPPC)**

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und die 16 Bundesländer haben eine Verwaltungsvereinbarung geschlossen, um gemeinsam eine auszugsweise Übersetzung der BVT-Merkblätter ins Deutsche zu organisieren und zu finanzieren, die im Rahmen des Informationsaustausches nach Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie 96/61/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) (Sevilla-Prozess) erarbeitet werden. Die Vereinbarung ist am 10.1.2003 in Kraft getreten. Von den BVT-Merkblättern sollen die für die Genehmigungsbehörden wesentlichen Kapitel übersetzt werden. Auch Österreich unterstützt dieses Übersetzungsprojekt durch finanzielle Beiträge.

Als Nationale Koordinierungsstelle für die BVT-Arbeiten wurde das Umweltbundesamt (UBA) mit der Organisation und fachlichen Begleitung dieser Übersetzungsarbeiten beauftragt.

Das von der Europäischen Kommission veröffentlichte BVT-Merkblatt zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten ist im Rahmen dieser Verwaltungsvereinbarung in Auftrag des Umweltbundesamtes übersetzt worden.

Das Kapitel „Zusammenfassung“ basiert auf der offiziellen Übersetzung der Europäischen Kommission in einer zwischen Deutschland, Luxemburg und Österreich abgestimmten korrigierten Fassung.

Die Übersetzungen der weiteren Kapitel sind ebenfalls sorgfältig erstellt und fachlich durch das Umweltbundesamt und Fachleute der Bundesländer geprüft worden. Diese deutschen Übersetzungen stellen keine rechtsverbindliche Übersetzung des englischen Originaltextes dar. Bei Zweifelsfragen muss deshalb immer auf die von der Kommission veröffentlichte englischsprachige Version zurückgegriffen werden.

Dieses Dokument ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes (<http://www.bvt.umweltbundesamt.de/kurzue.htm>) abrufbar.

Durchführung der Übersetzung in die deutsche Sprache:

Dr. Georg Maue Goethepark 9 D-10627 Berlin Tel.: +49-30/31803371 e-mail: georgmaue@yahoo.com	Dr. Bernd Schärer Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau Tel.: +49-340/2103-2368 e-mail: bernd.schaerer@uba.de	Dr. Harald Schönberger Carl-Frey-Str. 3 D-79288 Gottenheim Tel.: +49-7665/51242 e-mail: hgschoe@aol.com
---	--	---

Dieses Dokument ist Teil einer Reihe von geplanten Dokumenten, die nachfolgend aufgeführt sind (diese werden gegenwärtig verfasst, es sind noch nicht alle Dokumente erstellt worden):

Full title	BREF code
Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs	ILF
Reference Document on the General Principles of Monitoring	MON
Reference Document on Best Available Techniques for the Tanning of Hides and Skins	TAN
Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry	GLS
Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry	PP
Reference Document on Best Available Techniques on the Production of Iron and Steel	I&S
Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries	CL
Reference Document on the Application of Best Available Techniques to Industrial Cooling Systems	CV
Reference Document on Best Available Techniques in the Chlor – Alkali Manufacturing Industry	CAK
Reference Document on Best Available Techniques in the Ferrous Metals Processing Industry	FMP
Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries	NFM
Reference Document on Best Available Techniques for the Textiles Industry	TXT
Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries	REF
Reference Document on Best Available Techniques in the Large Volume Organic Chemical Industry	LVOC
Reference Document on Best Available Techniques in the Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector	CWW
Reference Document on Best Available Techniques in the Food, Drink and Milk Industry	FM
Reference Document on Best Available Techniques in the Smitheries and Foundries Industry	SF
Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage	ESB
Reference Document on Economics and Cross-Media Effects	ECM
Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants	LCP
Reference Document on Best Available Techniques in the Slaughterhouses and Animals By-products Industries	SA
Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities	MTWR
Reference Document on Best Available Techniques for the Surface Treatment of Metals	STM
Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries	WT
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals (Ammonia, Acids and Fertilisers)	LVIC-AAF
Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration	WI
Reference Document on Best Available Techniques for Manufacture of Polymers	POL
Reference Document on Energy Efficiency Techniques	ENE
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Organic Fine Chemicals	OFC
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Specialty Inorganic Chemicals	SIC
Reference Document on Best Available Techniques for Surface Treatment Using Solvents	STS
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals (Solids and Others)	LVIC-S
Reference Document on Best Available Techniques in Ceramic Manufacturing Industry	CER

ZUSAMMENFASSUNG

Dieses Dokument stellt einen Beitrag zur Bestimmung der besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 96/61/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung [20, Europäische Kommission, 1996] dar. Das BVT-Konzept der IVU-Richtlinie berücksichtigt die wahrscheinlichen Kosten und Vorteile vorgeschlagener Maßnahmen und dient dem Gesamtschutz der Umwelt, d.h. es soll vermieden werden, dass bei der Lösung eines Umweltproblems ein neues, ernsthafteres Umweltproblem geschaffen wird. BVT werden in der Regel durch Beteiligungsgruppen (technische Arbeitsgruppen – TWG) festgelegt und in BVT-Merkblättern (BREF) dargestellt. Die in den BREF beschriebenen BVT dienen als Bezugspunkt für die Festlegung BVT-gestützter Genehmigungsaufgaben und allgemeiner bindender Vorschriften gemäß Artikel 9 (8).

Gemäß Artikel 9 (4) werden Genehmigungsaufgaben auf der Grundlage der besten verfügbaren Techniken festgelegt, wobei jedoch die technische Beschaffenheit der betreffenden Anlage, ihr geographischer Standort und die jeweiligen örtlichen Umweltbedingungen zu berücksichtigen sind. Laut Erwägungsgrund 18 bleibt es den Mitgliedstaaten überlassen festzulegen, wie diese örtlichen Umweltbedingungen gegebenenfalls zu berücksichtigen sind. Muss geklärt werden, welche Option unter den betreffenden örtlichen Umweltbedingungen ein höheres Schutzniveau für die Umwelt ermöglicht, so können sich auch die in diesem Dokument beschriebenen Methoden zur Ermittlung „medienübergreifender“ Effekte als hilfreich erweisen.

Einige Kernprinzipien der Richtlinie werden hier insoweit angesprochen, als sie die wirtschaftlichen Aspekte der BVT und die Berücksichtigung der Umwelt als Ganzes (medienübergreifende Effekte) betreffen.

Kapitel 1 - Allgemeine Informationen zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten. In diesem Kapitel wird die in der Richtlinie verwendete Terminologie besprochen und dargelegt, auf welche Fragen in diesem Dokument eingegangen wird. Die nachfolgenden Kapitel enthalten verschiedene Leitfäden, die zusammen oder in Kombination verwendet werden können, um die Entscheidungsfindung bei der Bestimmung von BVT zu erleichtern. Die Leitfäden sollen einschlägige Gespräche strukturieren helfen, um unterschiedliche Ansichten hinsichtlich BVT-Entscheidungen in Einklang bringen zu können.

Ziel der Richtlinie ist die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung infolge der in Anhang I genannten industriellen Tätigkeiten. Sie sieht Maßnahmen zur Vermeidung und, sofern dies nicht möglich ist, zur Verminderung von Emissionen aus den genannten Tätigkeiten in Luft, Wasser und Boden – einschließlich Maßnahmen für Abfälle - vor, um ein hohes allgemeines Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen. Ein Prinzip der Richtlinie besteht darin, dass beim Betrieb von Anlagen alle angemessenen Vorsorgemaßnahmen zur Vermeidung einer Verschmutzung getroffen werden. Dies soll insbesondere durch Einsatz der besten verfügbaren Techniken (BVT) erreicht werden.

Ferner werden die in der Richtlinie vorgenommene Definition der BVT und die zu berücksichtigenden Prinzipien besprochen.

Kapitel 2 - Anleitung für medienübergreifende Betrachtungen. Bei der Beschreibung von BVT muss ermittelt werden, welche Technik am wirksamsten ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt sicherstellen kann. In der Praxis dürfte es häufig nicht ganz klar sein, welche Technik das höchste Schutzniveau bietet. In solchen Fällen muss gegebenenfalls in einer Bewertung untersucht werden, welche Technik „die beste“ ist. In Kapitel 2 über medienübergreifende Effekte sind entsprechende Methoden beschrieben, die hierbei hilfreich sind.

Das Kapitel enthält vier Leitfäden, die dem Nutzer helfen können, aus verschiedenen zur Wahl stehenden Techniken eine auszuwählen, die als beste Umweltoption anzusehen ist.

Leitfaden 1 beschreibt die Informationen, die nötig sind, um den Anwendungsbereich und die betreffenden Alternativen zu bestimmen.

Leitfaden 2 betrifft die Erstellung eines Verzeichnisses der bei verschiedenen alternativen Techniken anfallenden Emissionen und der verwendeten Rohstoffe. Ein solches Verzeichnis kann ein wichtiger erster Schritt für die Anwendung weiterer Leitfäden sein.

Leitfaden 3 beschreibt die erforderlichen Schritte für die Ermittlung der Umweltauswirkungen. In der Regel werden sich die Daten für Emissionen, Schadstoffeinträge und Ressourcen je nach verwendeter Technik voneinander unterscheiden. Dieser Leitfaden befasst sich deshalb mit verschiedenen Möglichkeiten zur Beschreibung von Umweltauswirkungen, um Vergleiche zwischen Alternativen möglich zu machen. Hier wird dargelegt, wie eine Vielzahl von Schadstoffen erfasst werden kann, so dass diese verglichen und sieben Umweltkategorien zugeordnet werden können: Humantoxizität, globale Erwärmung, aquatische Toxizität, Versauerung, Eutrophierung, Abbau der Ozonschicht und Potenzial zur photochemischen Ozonbildung. Der Leitfaden berücksichtigt auch den Energieverbrauch und die Erzeugung von Abfällen.

Leitfaden 4 beschreibt, wie die gemäß Leitfaden 3 ermittelten Umweltthemen ausgelegt werden können. Dabei wird im Detail darauf eingegangen, wie ein Vergleich zwischen verschiedenen Umweltauswirkungen vorzunehmen ist und wie entschieden werden kann, welche Alternative das höchste Schutzniveau für die Umwelt insgesamt ermöglicht.

Bei Befolgung der Leitfäden des Kapitels über die medienübergreifenden Effekte sollte der Nutzer besser in der Lage sein zu bestimmen, welche Option den besten Umweltschutz bietet. Dank der beschriebenen Methodik kann der Nutzer seine Entscheidung logisch begründen, so dass die Ergebnisse jederzeit geprüft und validiert werden können.

Kapitel 3 – Methodenteil zur Kostenberechnung. Der Richtlinie zufolge müssen bei der Bestimmung der BVT auch die wahrscheinlichen Kosten und Vorteile berücksichtigt werden. In Kapitel 3 ist eine Methodik für die Kostenermittlung beschrieben. Fünf weitere Leitfäden sollen es dem Nutzer ermöglichen, die Kosten transparent zu präsentieren, so dass die Optionen validiert, geprüft und fair verglichen werden können.

Leitfaden 5 fordert analog zu Leitfaden 1 der Methodik für medienübergreifende Effekte die Bestimmung von Anwendungsbereich und technischen Alternativen.

Leitfaden 6 beschreibt die erforderlichen Schritte für die Erfassung und Validierung der Kostendaten.

Leitfaden 7 erfordert vom Anwender die Definition der zugeordneten Kosten bei der Bewertung. Zu diesem Zweck sind die Kosten für Investitionsausgaben sowie für Betrieb und Instandhaltung zu bestimmen. Gemäß dieses Leitfadens sollten die Kosten so detailliert wie möglich aufgeschlüsselt werden, damit sie einfacher geprüft und validiert werden können.

Leitfaden 8 beschreibt die erforderlichen Schritte für die Verarbeitung und Darstellung der Kosteninformationen. Dabei werden Methoden für den Umgang mit Wechselkursen, Inflation, Diskontierung und die Berechnung der jährlichen Kosten beschrieben.

Leitfaden 9 befasst sich mit den Kosten, die dem Umweltschutz zugeschrieben werden sollten.

Kapitel 4 – Beurteilung von Alternativen. Nach Bestimmung der Umweltauswirkungen gemäß Kapitel 2 und Ermittlung der Kosten gemäß Kapitel 3 sind Vergleiche vorzunehmen. In diesem Kapitel wird untersucht, wie Kosteneffizienz ausgedrückt und der Umweltnutzen einer bestimmten Technik bewertet werden kann. Dies kann sich als nützlich erweisen, um die wirtschaftlichen Kosten einer Technik gegenüber dem erzeugten Umweltnutzen abzuwägen zu

können. So kann geklärt werden, ob sich die Implementierung einer Technik im Hinblick auf ihre Umweltvorteile monetär lohnt.

Kapitel 5 - Wirtschaftliche Vertretbarkeit innerhalb eines Sektors. In der Bestimmung des Begriffs der BVT in der Richtlinie wird unter dem Aspekt „verfügbar“ gefordert, dass Techniken, die als BVT definiert werden, „in einem Maßstab entwickelt sind, der die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht“. In diesem Kapitel wird ein Rahmen für die Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit vorgegeben. Innerhalb dieses Rahmens sind verschiedene kritische Fragen zu untersuchen: „Industriestruktur“, „Marktstruktur“ und „Belastbarkeit“ des Sektors.

Wird festgestellt, dass die Implementierung der vorgeschlagenen Techniken die Vertretbarkeit innerhalb eines Sektors zwar nicht in Frage stellt, aber dennoch Bedenken hinsichtlich der ökonomischen Auswirkungen bestehen, kann untersucht werden, ob durch eine Anpassung der „Fristen zur Implementierung von Techniken“ Abhilfe geschaffen werden kann.

Die Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit ist zwar fester Bestandteil der Bestimmung von BVT, aber eine ausführliche Bewertung wird nur erwartet, wenn behauptet wird, eine Technik (oder eine Kombination von Techniken) sei zu teuer, um BVT zu werden. Dieser Einwand dürfte höchstwahrscheinlich von der Industrie kommen. Dieses Kapitel bietet einen Rahmen für die Präsentation der Argumente. Die Beweislast liegt bei einer solchen Auseinandersetzung bei demjenigen, der Einspruch gegen die vorgeschlagene BVT erhebt.

Die Anhänge - Die Anhänge bieten Daten und Informationen, die bei der Anwendung der in diesem Dokument beschriebenen Methoden erforderlich sein können.

- Die Anhänge 1 bis 9 enthalten Informationen für die Bewertung der medienübergreifenden Effekte;
- Anhang 10 nennt einige nützliche Quellen für europäische Preiskennziffern zur Unterstützung der Kostenermittlung;
- Anhang 11 nennt verschiedene finanzielle Kennziffern, die bei der Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit von Nutzen sein können;
- Anhang 12 enthält eine Liste externer Kosten für bestimmte Luftschadstoffe zur Unterstützung der Bewertung von Alternativen gemäß Kapitel 4;
- Anhang 13 nennt Methodiken, die in einigen Mitgliedstaaten zur Unterstützung der Richtlinie verwendet werden;
- Anhang 14 beschreibt das bei der Entwicklung der Methodik für medienübergreifende Effekte verwendete Beispiel im Bereich des Flexodruck Druckverfahrens;
- Anhang 15 beschreibt ein Beispiel für die NO_x-Reduzierung in einer kommunalen Abfallverbrennungsanlage, um die Anwendung der verschiedenen im Dokument beschriebenen Methodiken zu erläutern.

Die hier beschriebenen Methoden wurden zwar soweit wie möglich vereinfacht, aber die Durchführung der Bewertungen bleibt ein aufwendiges Unterfangen und sollte erst dann in Betracht gezogen werden, wenn es echte Meinungsverschiedenheiten darüber gibt, ob eine vorgeschlagene Technik (oder Kombination von Techniken) BVT ist oder nicht.

Die hier beschriebenen Methoden helfen dem Nutzer, die ökologischen und die wirtschaftlichen Folgen der Einführung neuer Techniken zur Unterstützung der IVU-Richtlinie zu bewerten und darzulegen. Ein zentrales Ziel der Methoden ist die Gewährleistung von Transparenz, so dass jeder Teil des Prozesses validiert oder geprüft werden kann. Ein Vorgehen gemäß diesen Methoden hilft dabei, diese Transparenz zu erreichen. Die Methoden stellen an sich natürlich keine Entscheidung dar, sondern können lediglich das anschließende Sachverständigenurteil unterstützen und eine solide Grundlage für die Entscheidung bieten.

Zusammenfassung

Die EG fördert über ihre FTE-Programme eine Reihe von Projekten zu sauberen Technologien, in Entwicklung befindliche Technologien für Abwasserbehandlung und Recycling sowie Managementstrategien. Diese Projekte könnten möglicherweise einen nützlichen Beitrag zu zukünftigen BREF-Revisionen liefern. Leser werden deshalb gebeten, das Europäische IVU-Büro (EIPPCB) über Forschungsergebnisse zu informieren, die für dieses Dokument relevant sind (siehe auch Einleitung).

VORWORT

1. Status des Dokuments

Sofern nicht anders angegeben, beziehen sich alle Hinweise auf “die Richtlinie” im vorliegenden Dokument auf die Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung.

Dieses Dokument ist Teil einer Reihe, in der die Ergebnisse eines Informationsaustauschs zwischen den EU-Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über beste verfügbare Techniken (BVT), die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet vorgestellt werden. Es wird von der Europäischen Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie veröffentlicht und muss daher gemäß Anhang IV der Richtlinie bei der Festlegung der “besten verfügbaren Techniken” berücksichtigt werden.

2. In der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung verankerte rechtliche Pflichten und Definitionen der BVT

Um dem Leser das Verständnis des Rechtsrahmens für die Erarbeitung des vorliegenden Dokuments zu erleichtern, werden im Vorwort die wichtigsten Bestimmungen der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung beschrieben und eine Definition des Begriffs “beste verfügbare Techniken” gegeben. Diese Beschreibung muss zwangsläufig unvollständig sein und dient ausschließlich Informationszwecken. Sie hat keine rechtlichen Konsequenzen und ändert oder präjudiziert in keiner Weise die Bestimmungen der Richtlinie.

Die Richtlinie dient der integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, die durch die im Anhang I aufgeführten Tätigkeiten verursacht wird, damit insgesamt ein hohes Umweltschutzniveau erreicht wird. Die Rechtsgrundlage der Richtlinie bezieht sich auf den Umweltschutz. Bei ihrer Umsetzung sollten auch die anderen Ziele der Gemeinschaft, wie die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Industrie, berücksichtigt werden, damit sie zu einer nachhaltigen Entwicklung beiträgt.

Im Einzelnen sieht sie ein Genehmigungsverfahren für bestimmte Kategorien industrieller Anlagen vor und verlangt sowohl von den Betreibern als auch von den regelnden Behörden und sonstigen Einrichtungen ein integriertes, ganzheitliches Betrachten des Umweltverschmutzungs- und Verbrauchspotentials der Anlage. Das Gesamtziel dieses integrierten Konzepts muss darin bestehen, das Management und die Kontrolle der industriellen Prozesse so zu verbessern, dass ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt sichergestellt wird. Von zentraler Bedeutung für dieses Konzept ist das in Artikel 3 definierte allgemeine Prinzip, das die Betreiber auffordert, alle geeigneten Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltverschmutzungen zu treffen, insbesondere durch den Einsatz der besten verfügbaren Techniken, mit deren Hilfe sie ihre Leistungen im Hinblick auf den Umweltschutz verbessern können.

Der Begriff “beste verfügbare Techniken” wird in Artikel 2 Absatz 11 der Richtlinie definiert als “der effizienteste und fortschrittlichste Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für die Emissionsgrenzwerte zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern.” Weiter heißt es in der Begriffsbestimmung in Artikel 2 Absatz 11:

“Techniken” umfasst sowohl die angewandte Technik als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird;

Als “verfügbar” werden jene Techniken bezeichnet, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet

oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;

Als "beste" gelten jene Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind.

Anhang IV der Richtlinie enthält eine Liste von "Punkten, die bei Festlegung der besten verfügbaren Techniken im Allgemeinen wie auch im Einzelfall zu berücksichtigen sind... unter Berücksichtigung der sich aus einer Maßnahme ergebenden Kosten und ihres Nutzens sowie des Grundsatzes der Vorsorge und Vermeidung." Diese Punkte schließen jene Informationen ein, die von der Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 veröffentlicht werden.

Die für die Erteilung von Genehmigungen zuständigen Behörden haben bei der Festlegung der Genehmigungsaufgaben die in Artikel 3 definierten allgemeinen Prinzipien zu berücksichtigen. Diese Genehmigungsaufgaben müssen Emissionsgrenzwerte enthalten, die gegebenenfalls durch äquivalente Parameter oder technische Maßnahmen ergänzt bzw. ersetzt werden. Entsprechend Artikel 9 Absatz 4 der Richtlinie sind diese Emissionsgrenzwerte, äquivalenten Parameter und technischen Maßnahmen unbeschadet der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen auf die besten verfügbaren Techniken zu stützen, ohne dass die Anwendung einer bestimmten Technik oder Technologie vorgeschrieben wird; hierbei sind die technische Beschaffenheit der betreffenden Anlage, ihr geografischer Standort und die jeweiligen örtlichen Umweltbedingungen zu berücksichtigen. In jedem Fall haben die Genehmigungsaufgaben Vorkehrungen zur weitestgehenden Verminderung weiträumiger oder grenzüberschreitender Umweltverschmutzungen vorzusehen und ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu sichern.

Gemäß Artikel 11 der Richtlinie haben die Mitgliedstaaten dafür zu sorgen, dass die zuständigen Behörden die Entwicklungen bei den besten verfügbaren Techniken verfolgen oder darüber informiert sind.

3. Zielsetzungen des Dokuments

Gemäß Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie hat die Kommission "einen Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über die besten verfügbaren Techniken, die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet" durchzuführen und die Ergebnisse des Informationsaustauschs zu veröffentlichen.

Der Zweck des Informationsaustauschs ist unter Erwägung 25 der Richtlinie erläutert, in der es heißt: "Die Entwicklung und der Austausch von Informationen auf Gemeinschaftsebene über die besten verfügbaren Techniken werden dazu beitragen, das Ungleichgewicht auf technologischer Ebene in der Gemeinschaft auszugleichen, die weltweite Verbreitung der in der Gemeinschaft festgesetzten Grenzwerte und der angewandten Techniken zu fördern und die Mitgliedstaaten bei der wirksamen Durchführung dieser Richtlinien zu unterstützen."

Zur Unterstützung der unter Artikel 16 Absatz 2 vorgesehenen Maßnahmen hat die Kommission (GD Umwelt) ein Informationsaustauschforum (IEF) geschaffen, und mehrere technische Arbeitsgruppen wurden unter der Schirmherrschaft des IEF eingesetzt. Im Informationsaustauschforum und in den technischen Arbeitsgruppen sind, wie im Artikel 16 Absatz 2 verlangt, sowohl die Mitgliedsstaaten als auch die Industrie vertreten.

Ziel dieser Reihe von Dokumenten ist es, den stattgefundenen und unter Artikel 16 Absatz 2 geforderten Informationsaustausch genau wiederzugeben und der Genehmigungsbehörde Referenz-Informationen zur Verfügung zu stellen, die von dieser bei der Festlegung der Genehmigungsaufgaben zu berücksichtigen sind. Mit ihren Informationen über die besten verfügbaren Techniken sollen diese Dokumente als wertvolle Instrumente zur Verbesserung des Umweltschutzes dienen.

4. Informationsquellen

Dieses Dokument enthält eine Zusammenfassung über Informationen, die aus verschiedenen Quellen, einschließlich insbesondere sachkundiger Angaben der zur Unterstützung der Tätigkeit der Kommission geschaffenen Arbeitsgruppen, stammen und durch die Dienste der Kommission geprüft wurden. Für alle Beiträge wird gedankt.

5. Anleitung zum Verständnis und zur Benutzung des Dokuments

Die im vorliegenden Dokument enthaltenen Informationen sind als Unterstützung bei der Bestimmung der BVT in speziellen Fällen gedacht. Bei der Bestimmung der BVT und Festlegung der auf BVT gestützten Genehmigungsaufgaben ist stets vom Gesamtziel, das heißt, von einem insgesamt hohen Umweltschutzniveau, auszugehen.

Der verbleibende Teil des vorliegenden Abschnitts beschreibt die Art der Information, die in den einzelnen Kapiteln des Dokuments enthalten ist.

In Kapitel 1 werden die Angelegenheiten, die in dem vorliegenden Dokument behandelt werden, erläutert und Bezüge zu den entsprechenden Artikeln der Richtlinie hergestellt.

Ein Ziel der Richtlinie ist es, ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erhalten. In solchen Fällen, in denen es nicht eindeutig ist, welche der vorhandenen Technikalternativen den höheren Umweltschutz gewährleistet, ist eine Methode für den Vergleich der Alternativen hilfreich.

In Kapitel 2 ist wird erläutert wie eine medienübergreifende Bewertung durchgeführt werden kann, um festzustellen, welche Alternative den höheren Vorsorgeschutz bietet. Die Richtlinie verlangt zudem die Berücksichtigung der Kosten und der Nutzen von Techniken bei der Bestimmung der BVT. Dem wird in Kapitel 3 nachgegangen, in dem die verschiedenen Schritte der Erfassung und Aufbereitung von Kostendaten für die verschiedenen Techniken auf transparente Weise beschrieben werden.

In Kapitel 4 werden Wege aufgezeigt um die Technikalternativen zu bewerten und um die Verbesserungen für die Umwelt gegen die Kosten der Technikimplementierung abzuwägen.

Im Rahmen der BVT Definition heißt es unter "verfügbar" dass die Techniken in einem Maßstab entwickelt sind, *der die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht...* Kapitel 5 nennt die wesentlichen Punkte, die zu berücksichtigen sind, wenn versucht wird die Erfüllung dieser Bedingung zu bestimmen.

Die Methoden, die in diesem Dokument vorgestellt werden, werden durch weitere hilfreiche Informationen und Daten in den Anhängen unterlegt. Ihre Anwendung wird zudem anhand von zwei Fallbeispielen (Anhänge 14 und 15) demonstriert

Da sich die besten verfügbaren Techniken mit der Zeit ändern, wird dieses Dokument ggf. überprüft und aktualisiert. Stellungnahmen und Vorschläge sind an das Europäische IVU-Büro beim Institute for Prospective Technological Studies mit folgender Anschrift zu senden:

World Trade Center, Isla de la Cartuja s/n, E-41092 Sevilla – Spanien
Telefon: +34 95 4488 284 Fax: +34 95 4488 426
E-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@cec.eu.int
Internet: <http://eippcb.jrc.es>

Merkblatt zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten

ZUSAMMENFASSUNG	I
VORWORT	V
ANWENDUNGSBEREICH	XIII
1 ALLGEMEINE INFORMATIONEN ZU ÖKONOMISCHEN UND MEDIENÜBERGREIFENDEN EFFEKTEN.....	1
2 ANLEITUNG FÜR MEDIENÜBERGREIFENDE BETRACHTUNGEN	7
2.1 Einleitung.....	7
2.2 Vereinfachungstechniken.....	9
2.3 Leitfaden 1 - Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen	11
2.4 Leitfaden 2- Bestandsaufnahme der Verbräuche und Emissionen	12
2.4.1 Datenqualität	12
2.4.2 Energie (elektrisch und Wärme).....	13
2.4.2.1 Energieeffizienz.....	14
2.4.2.2 Elektrizitäts- und Wärmeverbrauch im Produktionsprozess.....	14
2.4.2.3 Europäische Kennzahlen für Elektrizität und Wärme	15
2.4.3 Abfall	16
2.5 Leitfaden 3 - Berechnung der medienübergreifenden Effekte.....	17
2.5.1 (Human-) Toxizität	19
2.5.1.1 Berechnung des Potenzials der Humantoxizität (einer zu bewertenden Technik)....	19
2.5.1.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	19
2.5.2 Globale Erwärmung.....	20
2.5.2.1 Berechnung des Potenzials der globalen Erwärmung (einer zu bewertenden Technik)	20
2.5.2.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	21
2.5.3 Aquatische Toxizität.....	21
2.5.3.1 Berechnung des Potenzials der aquatischen Toxizität (einer zu bewertenden Technik)	21
2.5.3.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	22
2.5.4 Versauerung	23
2.5.4.1 Berechnung des Versauerungspotenzials (einer zu bewertenden Technik).....	23
2.5.4.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	24
2.5.5 Eutrophierung.....	24
2.5.5.1 Berechnung des Eutrophierungspotenzials (einer zu bewertenden Technik)	24
2.5.5.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	25
2.5.6 Zerstörung der Ozonschicht.....	25
2.5.6.1 Berechnung des Ozonschicht schädigenden Potenzials (einer zu bewertenden Technik)	26
2.5.6.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	26
2.5.7 Photooxidantienbildungspotenzial.....	26
2.5.7.1 Berechnung des Photooxidantienbildungspotenzials (einer zu bewertenden Technik)	27
2.5.7.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen	27
2.6 Leitfaden 4 - Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten.....	28
2.6.1 Einfacher Vergleich der Umweltauswirkungen.....	28
2.6.2 Normalisierung auf Europäische Gesamt-Kennzahlen	29
2.6.3 Normalisierung anhand der EPER Daten	30
2.6.4 Kurzprüfung der medienübergreifenden Effekte auf lokaler Ebene	30
2.7 Schlußfolgerungen aus den Betrachtungen der medienübergreifenden Effekte.....	31
3 METHODENTEIL ZUR KOSTENBERECHNUNG.....	33
3.1 Leitfaden 5 - Untersuchungsrahmen und Identifizierung der Alternativen	34
3.2 Leitfaden 6 - Erfassung und Validierung der Kostendaten.....	35
3.2.1 Quellen für Kostenangaben	35
3.2.2 Dokumentation der Datenunsicherheit	36
3.2.3 Zusammenfassung des Leitfadens 6	36
3.3 Leitfaden 7 - Definition der Kostenarten	37

3.3.1	Checkliste der Kostenbestandteile.....	37
3.3.2	Separat zu ermittelnde Kosten.....	40
3.3.3	Kapitaldegressionsexponenten bei Anlagen.....	41
3.3.4	Zusammenfassung des Leitfadens 7.....	42
3.4	Leitfaden 8 - Aufbereitung und Darstellung der Kosten.....	42
3.4.1	Wechselkurse.....	42
3.4.2	Preissteigerung.....	43
3.4.2.1	Bestimmung von Preisen in einem Basisjahr.....	43
3.4.2.2	Reale und nominale Preise.....	44
3.4.3	Diskontierung.....	46
3.4.3.1	Barwert.....	46
3.4.3.2	Kapitalwert.....	46
3.4.3.3	Diskontierungs- und Zinssätze.....	47
3.4.4	Berechnung der Jahreskosten.....	48
3.4.5	Neuer Anlagenstandort.....	49
3.4.6	Andere Möglichkeiten der Datenaufbereitung.....	49
3.4.7	Zusammenfassung des Leitfadens 8.....	50
3.5	Leitfaden 9 - Zurechnung der Kosten zum Umweltschutz.....	50
4	BEURTEILUNG VON ALTERNATIVEN	51
4.1	Kostenwirksamkeitsanalyse.....	52
4.2	Aufschlüsselung der Kosten nach Schadstoffen.....	52
4.3	Abwägung von Kosten mit Umweltnutzen.....	53
4.3.1	Referenzpreise.....	53
4.3.2	Externe Kosten.....	60
4.3.3	Schlussfolgerungen aus der Beurteilung der Alternativen.....	62
5	WIRTSCHAFTLICHE VERTRETBARKEIT INNERHALB EINES SEKTOR.....	63
5.1	Einleitung.....	63
5.2	Industriestruktur.....	65
5.2.1	Beschreibung der Industriestruktur.....	65
5.2.2	Beispiele für die Industriestruktur.....	66
5.2.3	Schlussfolgerungen zur Industriestruktur.....	66
5.3	Marktstruktur.....	66
5.3.1	Beschreibung der Marktstruktur.....	66
5.3.1.1	Marktanalyse mittels Porter's Fünf-Faktoren-Modell.....	67
5.3.2	Beispiele zur Marktstruktur.....	69
5.3.3	Schlussfolgerungen zur Marktstruktur.....	70
5.4	Belastbarkeit.....	70
5.4.1	Beschreibung der Belastbarkeit.....	71
5.4.2	Beispiele für Belastbarkeit.....	72
5.4.3	Schlussfolgerungen aus der Belastbarkeit.....	73
5.5	Dauer der (Maßnahmen)umsetzung.....	74
5.5.1	Beschreibung der Dauer der (Maßnahmen)umsetzung.....	74
5.5.2	Beispiele für die Dauer der (Maßnahmen)umsetzung.....	75
5.5.3	Schlussfolgerungen aus der Dauer der (Maßnahmen)umsetzung.....	75
5.6	Schlussfolgerungen zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit im Sektor.....	76
6	ABSCHLIEBENDE BEMERKUNGEN.....	77
LITERATUR	81
GLOSSAR	85
ANHÄNGE	89
ANHANG 1 - HUMANTOXIZITÄTSPOTENZIALE.....		90
ANHANG 2 - POTENZIALE DER GLOBALEN ERWÄRMUNG.....		92
ANHANG 3 - AQUATISCHE TOXIZITÄTSPOTENZIALE.....		95
ANHANG 4 - VERSAUERUNGSPOTENZIALE.....		101
ANHANG 5 - EUTROPHIERUNGSPOTENTIALIA.....		102
ANHANG 6 - OZONSCHICHTSCHÄDIGUNGSPOTENZIALE.....		103
ANHANG 7 - POTENZIALE FÜR DIE PHOTOCHEMISCHE OZONBILDUNG.....		106

ANHANG 8 - EUROPÄISCHER ENERGIE-MIX	110
ANHANG 9 – RICHTLINIE 85/337 EWG DES RATES	112
ANHANG 10 - EUROPÄISCHE PREISINDIZES	113
ANHANG 11 - FINANZKENNZAHLEN	114
ANHANG 12 - EXTERNE KOSTEN FÜR AUSGEWÄHLTE LUFTSCHADSTOFFE	116
ANHANG 13 - METHODEN AUS DEN EU-MITGLIEDSSTAATEN	122
ANHANG 14 - BEISPIELHAFTER PROZESSVERGLEICH FÜR FLEXODRUCK	124
LEITFADEN 1 - Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen	125
LEITFADEN 2 - Bestandsaufnahme der Emissionen	126
LEITFADEN 3 - Berechnung der medienübergreifenden Effekte	130
LEITFADEN 4 - Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten.....	139
ANHANG 15 - BEISPIELHAFTER PROZESSVERGLEICH FÜR DIE NO_x REDUKTION IN EINER KOMMUNALEN ABFALLVERBRENNUNGSANLAGE	146
Anwendung des Leitfadens 1 - Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen	146
Anwendung des Leitfadens 2 – Bestandsaufnahme der Emissionen und Energieverbräuche	148
Anwendung des Leitfadens 3 – Berechnung der medienübergreifenden Effekte	149
Anwendung des Leitfadens 4 – Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten ...	152

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1.1: Anleitung zur medienübergreifenden Betrachtung	4
Abbildung 1.2: Methodenteil zur Kostenberechnung	5
Abbildung 1.3: Beurteilung von Alternativen.....	5
Abbildung 1.4: Wirtschaftliche Vertretbarkeit innerhalb eines Sektors	6
Abbildung 2.1: Fließschema der „Cross-Media-Leitfäden“	8
Abbildung 3.1: Schritte der Kostenbewertungsmethode	33
Abbildung 4.1: Evaluierung der Alternativen.....	51
Abbildung 4.2: Entscheidungsprozesse zur Evaluierung von Kostenwirksamkeit.....	58
Abbildung 4.3: Daten zur Kostenwirksamkeit für einige NO _x -Minderungstechniken.....	61
Abbildung 5.1: Evaluierung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit für den Sektor	64
Abbildung 5.2: Preisänderungen bei einigen Grundchemikalien.....	70
Gleichung 3.1: Ansatz 1 – Berechnung der investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten	48
Gleichung 3.2: Ansatz 2 – Berechnung der investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten	49

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1: Eingesetzte Brennstoffe und Emissionen, die durch einen Prozess mit 10 GJ Elektrizitätsverbrauch pro Jahr verursacht werden	15
Tabelle 2.2: Europäische Gesamtfrachten	30
Tabelle 4.1: Emissions- und Verbrauchsdaten für zwei technologische Optionen 1 und 2	55
Tabelle 4.2: Vergleich der technologischen Optionen 1 und 2 mittels Schattenpreisen	56
Tabelle 4.3: Vergleich von Kosten und „Nutzen“	56
Tabelle 4.4: Indikative Referenzwerte für die Gesamtkostenwirksamkeit	57
Tabelle 4.5: Indikative Referenzwerte für Grenzkostenwirksamkeit	57
Tabelle 4.6: Evaluierung der Kostenwirksamkeit für NO _x - und SO ₂ -Minderungstechniken für Feuerungsanlagen in Flandern mittels indikativer Referenzwerte	59
Tabelle 5.1: Schätzung zusätzlicher Kosten für Behälterglas bei Anwendung der SCR-Technik für verschiedene Abgasvolumenströme.....	72
Tabelle 5.2: Kalkulation der Kosten der Implementierung von low dust SCR and high dust SCR in der Zementindustrie	73

ANWENDUNGSBEREICH

Dieses Merkblatt zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten wurde im Rahmen des europäischen Informationsaustauschs über Beste Verfügbare Techniken (BVT) der IVU Richtlinie entwickelt. Die Methoden, die in diesem Dokument aufgeführt sind, können sowohl die technischen Arbeitsgruppen als auch die zuständigen Genehmigungsbehörden unterstützen, wenn eine Klärung von ökonomischen oder umweltbezogenen Konflikten bei der Bestimmung von im Rahmen der IVU Richtlinie festzulegenden Techniken erforderlich ist.

Solche Konflikte können in den technischen Arbeitsgruppen für ein BVT Merkblatt bei der Festlegung von BVT auftreten und müssen dort gelöst werden. Auch die zuständigen Genehmigungsbehörden können Klärungsbedarf für einige solcher Konflikte bei der Festlegung von Genehmigungsbedingungen nach IVU für individuelle Anlagen haben (wobei BVT auf der Grundlage von Artikel 9 Absatz 4 der Richtlinie festzulegen ist). Die hier beschriebenen Methoden strukturieren den Entscheidungsprozess auf einheitliche Weise und liefern eine klare und transparente Richtschnur um bei der Abwägung von Umweltauswirkungen und Kosten zu einer Entscheidung zu gelangen. Obwohl die hier aufgeführten Methoden in erster Linie für die BVT Bestimmung auf sektoraler Ebene entwickelt wurden (d.h. für BVT Merkblätter), könnten die Ansätze auch auf lokaler Ebene bestimmte Verwendung finden. Dabei sollte allerdings beachtet werden, dass (a) die Richtlinie keine Vorkehrung trifft, um die wirtschaftliche Vertretbarkeit auf einer anderen als der sektoralen Ebene zu überprüfen, und dass (b) die Richtlinie ausdrücklich im Artikel 18 festlegt, dass die Mitgliedsstaaten vorzugeben haben, auf welche Art technische Merkmale einer Anlage, ihre geografische Lage und bestimmte lokale Umweltbedingungen zu berücksichtigen sind.

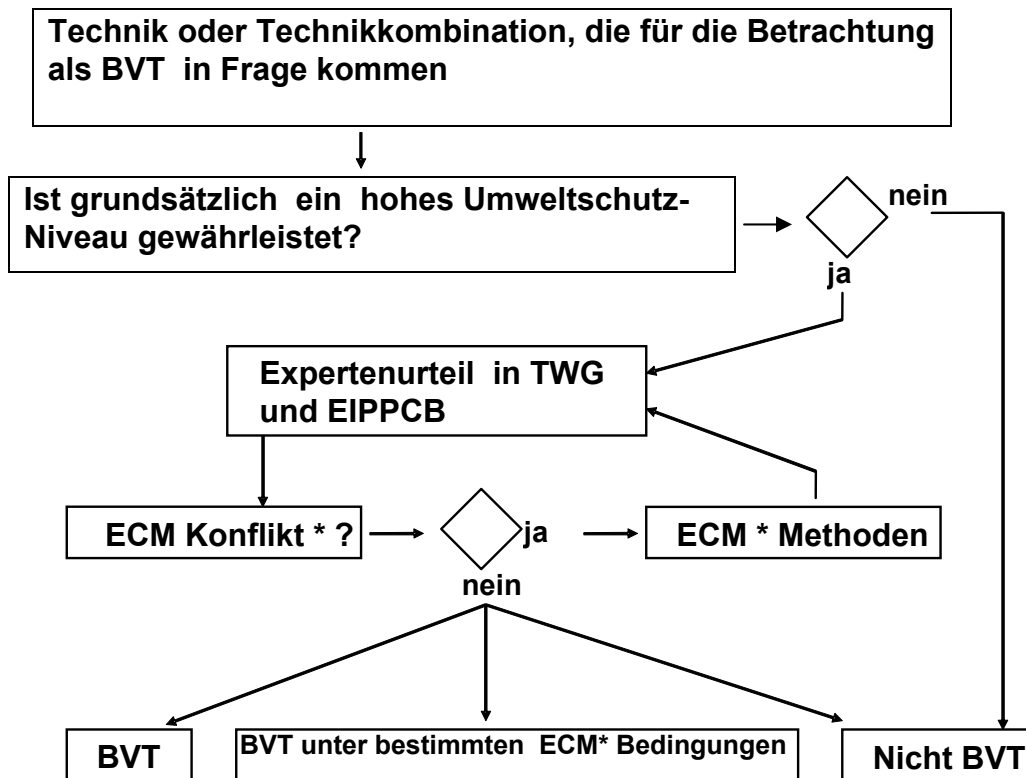
Das vorliegende Dokument behandelt einige wesentliche Prinzipien der IVU Richtlinie:

1. Allgemeine Informationen zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten – Kapitel 1 erörtert die Terminologie, die in der Richtlinie gebraucht wird. Im Weiteren werden hier die Fragen erläutert, die in diesem Dokument behandelt werden. Obwohl diese Beschreibung als eine Hilfestellung für den Benutzer gedacht ist, ist sie zwangsläufig unvollständig und nur informativ. Jegliche Auslegung hieraus hat keine rechtliche Verbindlichkeit und die getroffenen Aussagen sollen in keiner Weise die bestehenden Bestimmungen der Richtlinie beeinträchtigen oder verändern. Einige Textpassagen werden in diesem Kapitel wiederholt. Die ist aber notwendig um den vollständigen Hintergrund für die Entwicklung dieses Dokuments zu erläutern.
2. Medienübergreifende Aspekte – In Kapitel 2 wird eine Methode für medienübergreifende Aspekte dargestellt, die es dem Benutzer ermöglicht, aus mehreren Techniken, die alternativ zur Wahl stehen oder welche nach IVU zur Anwendung gelangen können, diejenigen mit dem höchsten Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu bestimmen. Darin werden transparente Methoden für die Abwägung von Zielkonflikten vorgestellt, welche für die Bestimmung der besten Option für die Umwelt erforderlich sein können.
3. Methode zur Kostenberechnung – In vielen Fällen sind diejenigen Techniken, die das höchste Schutzniveau für die Umwelt bieten, auch BVT. Die IVU Richtlinie verlangt aber auch, dass die voraussichtlichen Kosten und Nutzen bei der Anwendung einer Technik berücksichtigt werden. Kapitel 3 stellt eine Kostenmethode vor, die Anwendern und Entscheidungsträgern ermöglicht die Kosten für die Anwendung einer Technik auf transparente Weise zu ermitteln und darzustellen.
4. Beurteilung von Alternativen – Kapitel 4 beschäftigt sich mit einigen Methoden, die zur Abwägung von wirtschaftlichen Kosten und Umweltnutzen verwendet werden können. Dieses Kapitel nutzt die Informationen aus den beiden vorangegangenen Kapiteln und ermöglicht den Vergleich technischer Alternativen, die zu unterschiedlichem Nutzen für die Umwelt führen und die unterschiedliche Kosten verursachen.
5. Wirtschaftliche Vertretbarkeit – Kapitel 5 erörtert die Anforderungen der IVU-Richtlinie dahingehend, dass sicherzustellen ist, dass durch jegliche Technik, die als

BVT ausgewiesen wird, nicht die wirtschaftliche Vertretbarkeit in einem Industriesektor unterwandert wird, wenn diese Technik oder vergleichbare Techniken implementiert werden. Dieses Kapitel ist nur für die Anwendung bei der sektoralen BVT-Bestimmung vorgesehen (und nicht für individuelle Standorte). Es setzt einen Rahmen, in dem die wirtschaftliche Vertretbarkeit bewertet werden kann.

In den Anhängen werden Daten und Informationen bereitgestellt, die für die Durchführung der beschriebenen Bewertungen in diesem Dokument hilfreich sein können.

Es ist beabsichtigt, dass die hier vorgestellten Methoden ausschließlich in solchen Fällen angewandt werden, in denen die besten Technikoptionen aus den ersten Beratungen nicht ersichtlich werden. **Wenn eindeutige Schlussfolgerungen vorliegen oder wenn es breite Zustimmung darüber gibt welche der Technikalternativen die bevorzugte Option für eine Implementierung¹ ist, ist die Anwendung der hier beschriebenen Methoden nicht erforderlich.**



Die Rolle der in diesem Dokument beschriebenen (ECM = Economic and Cross Media = ökonomisch und medienübergreifend) Methoden bei der BVT-Bestimmung für einen Industriesektor

* ECM Konflikt (wörtl. im Engl.: „ECM conflict“), d.h. ökonomische und/oder medienübergreifende (im Sinne ihrer Art oder Richtung) gegenläufige Effekte, stellt die Ausgangsbedingung für die Anwendung der hier beschriebenen ECM Methoden (Erläuterung s.o.) dar. ECM Bedingungen soll hier die Annahme bestimmter ökonomischer und/oder medienübergreifender Effekte bedeuten. (Anmerkung des Übersetzers)

¹ Wörtlich: implementation. Gemeint ist die Auswahl als BVT, mit der eine spätere Implementierung dieser oder vergleichbarer Techniken verbunden ist

1 ALLEMEINE INFORMATIONEN ZU ÖKONOMISCHEN UND MEDIENÜBERGREIFENDEN EFFEKTEN

In diesem Kapitel werden die Hintergründe dieses Merkblattes zu „ökonomischen und medienübergreifenden Effekten“ beschrieben und die Zusammenhänge mit den entsprechenden Absätzen der IVU-Richtlinie erläutert. Wörtlicher Text aus der Richtlinie ist eingerahmt und kursiv dargestellt.

Der Zweck und der Geltungsbereich der IVU Richtlinie wird in Artikel 1 festgelegt.

Artikel 1

Zweck und Geltungsbereich

Diese Richtlinie bezweckt die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung infolge der in Anhang I genannten Tätigkeiten. Sie sieht Maßnahmen zur Vermeidung und, sofern dies nicht möglich ist, zur Verminderung von Emissionen aus den genannten Tätigkeiten in Luft, Wasser und Boden – darunter auch den Abfall betreffende Maßnahmen - vor, um unbeschadet der Richtlinie 85/337/EWG (vom 27.Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung von bestimmten öffentlichen oder privaten Projekten) sowie der sonstigen einschlägigen Gemeinschaftsbestimmungen ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt zu erreichen.

Um dieses Ziel zu erreichen, müssen alle der in Anhang 1 der IVU Richtlinie genannten industriellen Tätigkeiten auf der Grundlage der „Besten verfügbaren Techniken“ (BVT) genehmigt werden.

BVT wird in Artikel 2 definiert.

Artikel 2

Begriffsbestimmungen

Im Sinne dieser Richtlinie bezeichnet der Ausdruck

„beste verfügbare Techniken“ den effizientesten und fortschrittlichsten Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für die Emissionsgrenzwerte zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern;

- „Techniken“ sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird;

- „verfügbar“ die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;

- „beste“ die Techniken, die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt sind.

Bei der Festlegung der besten verfügbaren Techniken sind die in Anhang IV aufgeführten Punkte besonders zu berücksichtigen;

Auf der nächsten Seite sind die Punkte des Anhangs IV der IVU Richtlinie aufgeführt.

ANHANG IV

Bei der Festlegung der besten verfügbaren Techniken, wie sie in Artikel 2 Nummer 11 definiert sind, ist unter Berücksichtigung der sich aus einer bestimmten Maßnahme ergebenden Kosten und ihres Nutzens sowie des Grundsatzes der Vorsorge und der Vorbeugung im allgemeinen wie auch im Einzelfall folgendes zu berücksichtigen:

1. Einsatz abfallarmer Technologie
2. Einsatz weniger gefährlicher Stoffe
3. Förderung der Rückgewinnung und Wiederverwertung der bei den einzelnen Verfahren erzeugten und verwendeten Stoffe und gegebenenfalls der Abfälle
4. Vergleichbare Verfahren, Vorrichtungen und Betriebsmethoden, die mit Erfolg im industriellen Maßstab erprobt wurden
5. Fortschritte in der Technologie und in den wissenschaftlichen Erkenntnissen
6. Art, Auswirkungen und Menge der jeweiligen Emissionen
7. Zeitpunkte der Inbetriebnahme der neuen oder der bestehenden Anlagen
8. Für die Einführung einer besseren verfügbaren Technik erforderliche Zeit
9. Verbrauch an Rohstoffen und Art der bei den einzelnen Verfahren verwendeten Rohstoffe (einschließlich Wasser) sowie Energieeffizienz
10. Die Notwendigkeit, die Gesamtwirkung der Emissionen und die Gefahren für die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden oder zu verringern
11. Die Notwendigkeit, Unfällen vorzubeugen und deren Folgen für die Umwelt zu verringern
12. Die von der Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 oder von internationalen Organisationen veröffentlichten Informationen

Im Rahmen des nach Artikel 16 der Richtlinie durchgeführten Informationsaustauschs werden die besten verfügbaren Techniken (BVT) im Allgemeinen vorwiegend durch die Beiträge der europäischen Interessensvertreter festgelegt.

Die Ergebnisse des Informationsaustauschs werden in die Reihe der BVT Merkblätter (engl. Best available techniques REFerence (BREF) documents) aufgenommen. Jedes BVT Merkblatt wird mithilfe einer technischen Arbeitsgruppe entwickelt. Die BVT Rückschlüsse innerhalb eines BVT Merkblattes dienen im Allgemeinen als Orientierungspunkte für die Festlegung von auf BVT gestützten Genehmigungsaufgaben oder für allgemein bindende Vorschriften gemäß Artikel 9, Absatz 8.

Bei der Festlegung von BVT kann eine Entscheidung darüber erforderlich werden, welche Technik im Zusammenhang mit einem industriellen Prozess die besseren Umwelteigenschaften besitzt. Dabei können Zielkonflikte entstehen, wenn die Wahl zwischen Schadstoffableitungen in verschiedene Umweltmedien oder zwischen unterschiedlichen Freisetzungen in dasselbe Medium zu treffen ist. Zum Beispiel werden bei der Rauchgaswäsche mit Wasser Schadstoffe von der Luft ins Wasser verlagert und dabei Wasser und Energie verbraucht. Dieser Energieverbrauch führt indirekt zu zusätzlichen Luftemissionen in das gleiche Medium (Luft). Kapitel 2 dieses Dokuments legt eine medienübergreifende („Cross-Media“) Methode dar zur Lösung dieses Zielkonflikts und zur Bestimmung darüber, welche Technikalternative das höchste Schutzniveau für die Umwelt insgesamt bietet.

Artikel 9 (4) legt fest, dass Genehmigungsbedingungen auf BVT unter Einbeziehung der technischen Beschaffenheit der jeweiligen Anlage, ihrem geografischen Standort und den örtlichen Umweltbedingungen gestützt werden sollen. Darüber hinaus wird es nach Präambel 18 den Mitgliedsstaaten überlassen, wie diese örtlichen Umweltbedingungen ggf. berücksichtigt werden. Falls darüber entschieden werden muss, welche Option das höhere Schutzniveau für die Umwelt in solch einer standortbezogenen Situation besitzt, kann die hier beschriebene „Cross-Media“-Methodik ebenfalls bei der Entscheidung helfen. Die Komponenten der Methodik, welche für die Anwendung in einer standortbezogenen Situation sinnvoll sind, werden im späteren Text genauer behandelt.

Artikel 10 der Richtlinie sieht vor, dass zur Erfüllung von Umweltnormen strengere Anforderungen als BVT verlangt werden können.

Artikel 10***Beste verfügbare Techniken und Umweltqualitätsnormen***

Erfordert eine Umweltqualitätsnorm strengere Auflagen, als durch die Anwendung der besten verfügbaren Techniken zu erfüllen sind, so werden unbeschadet anderer Maßnahmen, die zur Einhaltung der Umweltqualitätsnormen ergriffen werden können, insbesondere zusätzliche Auflagen in der Genehmigung vorgesehen.

Im Kapitel 2.6.4 sind einige Prüfinstrumente beschrieben, mit denen ermittelt werden kann, welche Emissionen in einer lokalen Situation näher geprüft werden sollten. Wenn eine Prüfung ergibt, dass ein Schadstoff bedenklich ist, kann es erforderlich sein, die Auswirkungen genauer zu modellieren und bestimmte örtliche Bedingungen zu berücksichtigen, wie die vorherrschende Wetterbedingungen, Verdünnungen, das Landschaftsbild und Wechselwirkungen mit anderen örtlichen Schadstoffquellen. Selbst mit diesen Prüfinstrumenten bleibt die Notwendigkeit einer Rücksprache mit den örtlichen Genehmigungsbehörden wahrscheinlich bestehen, da es weitere spezifische örtliche Bedenken geben kann, die hier nicht erwähnt sind.

Die Definition von “verfügbar” innerhalb des Begriffs BVT verlangt die Berücksichtigung der Kosten und der Vorteile, die mit der Anwendung einer Technik verbunden sind. Kapitel 3 stellt eine Kostenmethode vor, damit die Kosten der in Frage kommenden technischen Alternativen einheitlich verglichen werden können. Es ist wichtig, dass diese Kosten transparent berichtet und gehandhabt werden, damit bei der Auswertung keine Störung auftritt. Die Richtlinie bezieht sich auf Nutzen und Vorteile. Im Rahmen dieses Dokuments wird der Begriff „Nutzen“ verwendet um sich auf die Nutzen oder Vorteile zu beziehen, wie sie in der Richtlinie aufgeführt werden.

Sind die Umweltauswirkungen und die Kosten festgestellt, ist nun eine Methode gefragt um diese beiden Dinge gegeneinander abzuwägen. In Kapitel 4 werden Methoden erörtert, die für die Abwägung der Umweltauswirkungen einer Technik mit den Kosten ihrer Anwendung herangezogen werden können.

Die Definition “verfügbar” im Begriff BVT verlangt weiterhin, dass die Technik unter “*wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen*” angewendet werden kann. Kapitel 5 erörtert die kritischen Faktoren bei der Bestimmung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit. Dies soll dazu beitragen, die Diskussion über die wirtschaftliche Vertretbarkeit, die bei der Festlegung von BVT erforderlich sein könnte, zu strukturieren. Dieses Kapitel ist nur bei der Festlegung von BVT anzuwenden; die Richtlinie enthält keine Vorgaben zur Prüfung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit in der standortgebundenen Situation.

Die Anhänge enthalten Daten für die Durchführung der verschiedenen Abschätzungen und weitere Referenzen, die bei der Auswertung notwendig sein können.

Sämtliche in diesem Dokument beschriebenen Methoden sind als praktische Instrumente für die Unterstützung des Entscheidungsprozesses entwickelt worden, die zwangsläufig ein Expertenurteil einbeziehen.

Dennoch sind für die Durchführung der Bewertungen Zeit, Ressourcen und Fachwissen nötig, und der Entscheidungsprozeß wird öfter einigen Pragmatismus erfordern.

Die Anwendung dieser Methoden ist ausschließlich für solche Situationen vorgesehen, in denen es keine klare Präferenz gibt oder wenn Uneinigkeit in der Frage besteht, welche Technik die beste Wahl ist. Wenn zu irgendeinem Stadium der Untersuchung eine Technik oder eine Kombination von Techniken übereinstimmend zu den BVT zugeordnet wird ohne dass es weiterer Bewertungen bedarf, brauchen die hier beschriebenen Methoden nicht weiter durchgeführt werden. In diesem Fall sollte die Entscheidung lediglich klar begründet werden. Diese Regel – der Abbruch der Methodendurchführung bei vorzeitiger Einigung – gilt für das

gesamte Dokument, sei es für die medienübergreifende Betrachtung, die Kostenmethode oder die Bestimmung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit.

Die hier beschriebenen Methodiken sind unten schematisch dargestellt. Die logische Abfolge bei der Anwendung aller methodischen Schritte wäre demnach 1) die medienübergreifende Betrachtung („cross-media Methode“), in Abbildung 1.1 als „Leitfäden“ dargestellt, 2) der Methodenteil zur Kostenberechnung in Abbildung 1.2, 3) die Beurteilung der Alternativen in Abbildung 1.3, und schließlich 4) die Diskussion der wirtschaftlichen Vertretbarkeit innerhalb eines Sektors in

Abbildung 1.4. Wie bereits erwähnt ist es nicht notwendig die hier beschriebenen Methodiken anzuwenden, wenn die Entscheidungen zu irgendeinem Punkt eindeutig sind. Die Anwender brauchen in diesem Fall nur ihre Begründung darzustellen und können entsprechende Entscheidungen fällen. In manchen Fällen braucht der Anwender lediglich den einen oder anderen Aspekt der Entscheidung zu begründen. Wenn zum Beispiel der Vorteil einer Technik auf der Umweltseite gut bekannt ist, könnte lediglich die Kostenmethode – losgelöst von einer vollständigen medienübergreifenden Betrachtung – zur Ermittlung der Kosten angewendet werden. Um die Methodiken anpassungsfähig zu gestalten, wurden sie modular entwickelt und können unabhängig voneinander angewandt werden.

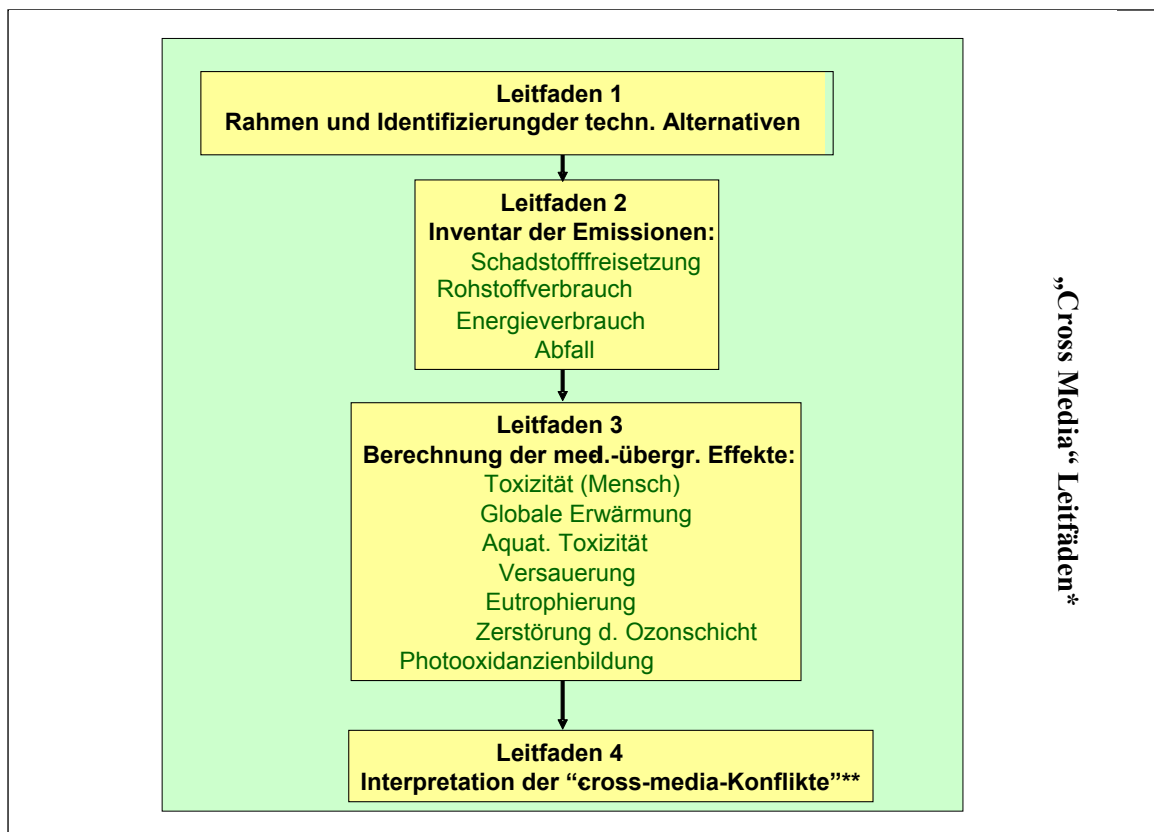
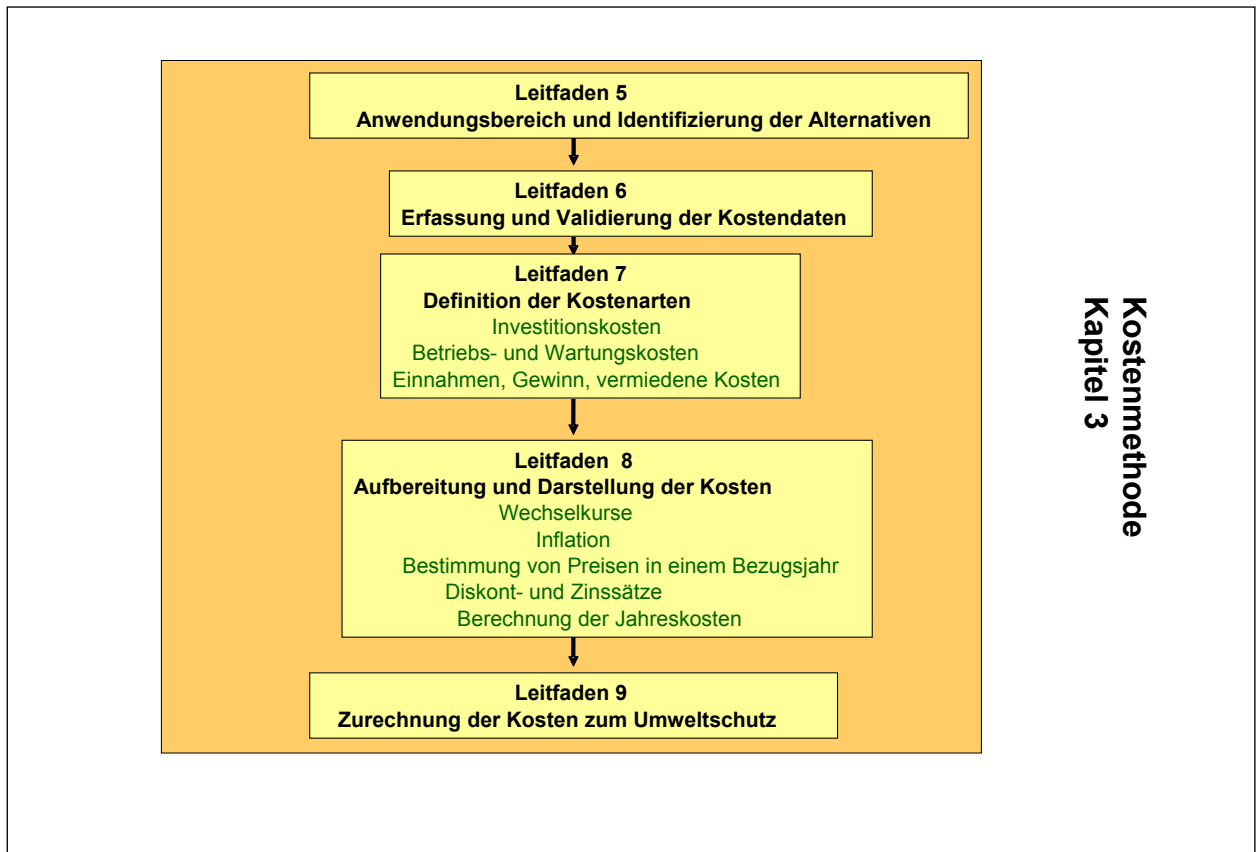
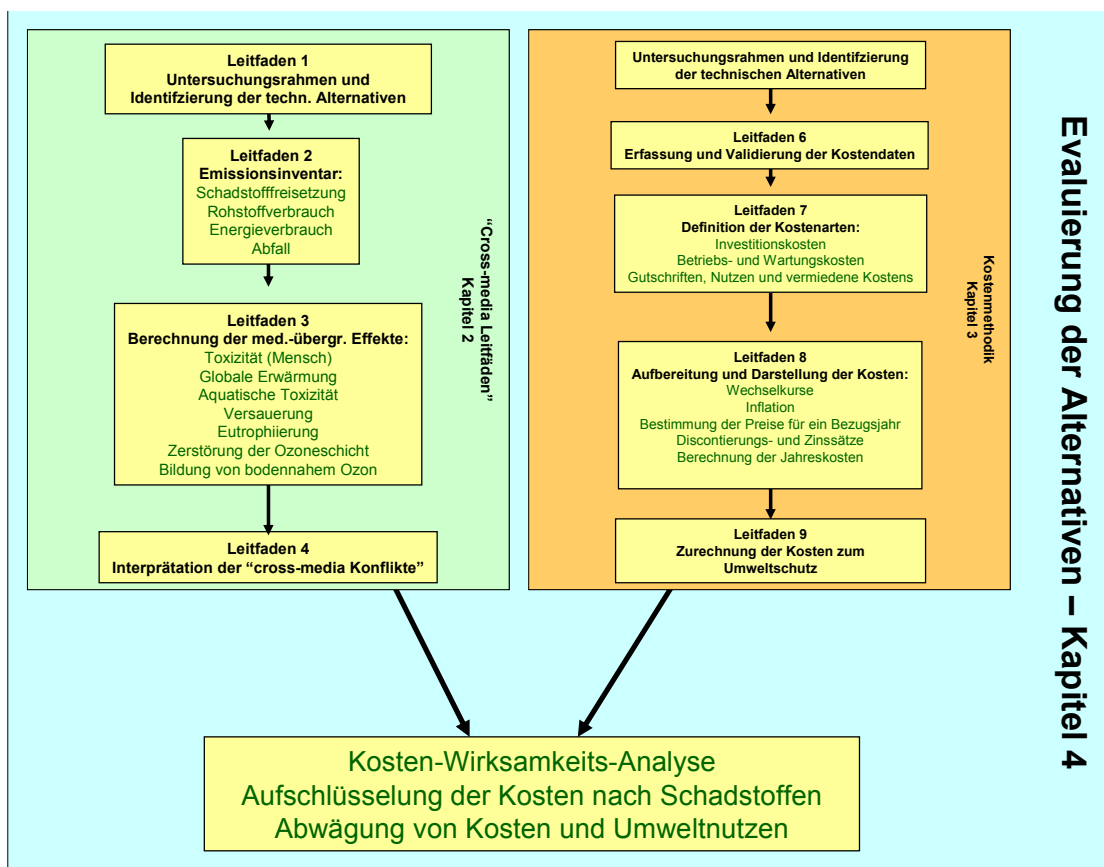


Abbildung 1.1: Anleitung zur medienübergreifenden Betrachtung: die „cross-media“ Leitfäden (*)
** mit „cross-media conflicts“ werden (in ihrer Art oder Richtung) gegenläufige medienübergreifende Effekte bezeichnet (Anm. des Übersetzers).



Kostenmethode
Kapitel 3

Abbildung 1.2: Methodenteil zur Kostenberechnung



Evaluierung der Alternativen – Kapitel 4

Abbildung 1.3: Beurteilung der Alternativen

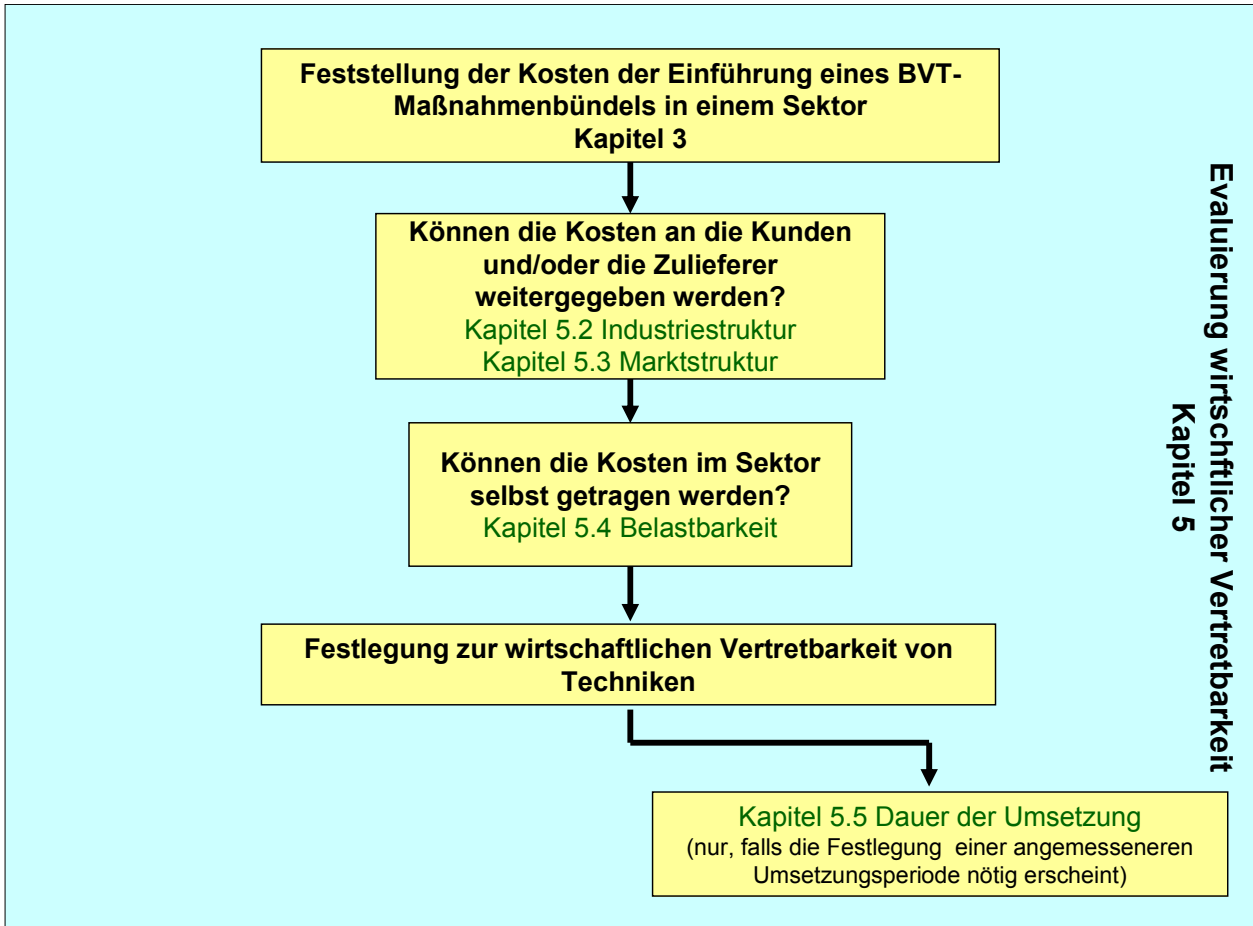


Abbildung 1.4: Wirtschaftliche Vertretbarkeit innerhalb eines Sektors

2 ANLEITUNG FÜR MEDIENÜBERGREIFENDE BETRACHTUNGEN

2.1 Einleitung

Jeder Produktionsprozess einer nach IVU genehmigten Anlage hat prozessbedingt gewisse Umweltauswirkungen. Gemäß der Anforderungen der IVU Richtlinie müssen diese Umweltauswirkungen verhindert werden oder, wenn dies nicht möglich ist, soweit verringert werden, dass ein hohes Schutzniveau für die Umwelt insgesamt gewährleistet wird. Falls für einen IVU Prozess verschiedene technische Alternativen zur Wahl stehen und es verschiedene Möglichkeiten gibt, die resultierende Schadstoffbelastung zu unterbinden, sollte die für die Umwelt am wenigsten belastende Option gewählt werden. Die Bestimmung der am wenigsten belastenden Option ist nicht immer offensichtlich und es kann eine Reihe von Abwägungen erfordern, um über die beste Technikoption zu entscheiden.

Der Ausdruck “medienübergreifende Effekte” (‘Cross-Media effects’) wird in diesem Dokument für die Beschreibung der Umweltauswirkungen der betrachteten technischen Optionen gewählt. Die Auswahl zwischen verschiedenen technischen Optionen kann die Abwägung zwischen verschiedenen ins gleiche Umweltmedium eingebrachten Schadstoffen erfordern (z.B. können verschiedene technische Optionen zur Freisetzung unterschiedlicher Schadstoffe in die Luft führen). In anderen Fällen kann es eine Abwägung zwischen Belastungen verschiedener Umweltmedien geben (z.B. wird bei der Abgaswäsche Abwasser produziert bzw. entsteht bei der Filtrierung von Abwasser fester Abfall).

Die meisten gegenläufigen medienübergreifenden Effekte, die bei der BVT Bestimmung auftreten, sind relativ leicht zu verstehen und eine Entscheidungsfindung ist entsprechend einfach. In anderen Fällen sind die Abwägungen vielschichtiger. Die Aufgabe der unten aufgeführten medienübergreifenden Methodik ist es für diese komplexen Fälle die Entscheidungen über die beste technische Option für die Umwelt zu leiten. Die Anwendung der Methodik soll dazu beitragen, den Entscheidungsprozess zu klären, damit alle Entscheidungen auf konsistente und transparente Weise getroffen werden.

Die Methodik baut auf der Arbeit der technischen Arbeitsgruppe zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten auf, welche in dem (nur in englischer Sprache erschienenen) Arbeitspapier ‘Cross-Media Methodology for BAT Purposes’ [26, Breedveld, et al., 2002] veröffentlicht wurde. Die hier beschriebene Methodik basiert auf einem vereinfachten Ökobilanz-Ansatz, der so umgestaltet wurde, dass die Systemgrenzen auf den Herstellungsprozess (nach IVU) beschränkt sind. Es ist zu beachten, dass die in diesem Dokument verwendeten Begriffe nicht vollständig mit der in der ISO Normenreihe 14040 ff für Ökobilanzen verwendeten Terminologie übereinstimmen.

Um medienübergreifende Effekte bewerten zu können, werden die Techniken so beschrieben, dass eine Bestandsaufnahme der Emissionen aus dem Prozess möglich ist. Nach erfolgter Bestandsaufnahme können die Daten zur Darstellung der Umweltauswirkungen der betrachteten alternativen Techniken zusammengestellt werden. Diese Umweltauswirkungen können anschließend verglichen werden, um die Option mit der geringsten Umweltschädigung zu ermitteln.

Die Begriffe “Emissionen“ und “Verbräuche” werden in diesem Dokument durchgängig dazu verwendet, um alle Umweltauswirkungen zu behandeln, einschließlich der Emissionen (Freisetzungen als Emissionen in die Luft, Abwassereinleitungen, Abfälle etc.) und der im Prozess verbrauchten Ressourcen wie Energie, Wasser und Rohstoffe.

Der hier beschriebene Ansatz kann auch bei der Festlegung von Genehmigungsbedingungen für individuelle Industrieanlagen verwendet werden, jedoch können die verwendeten Methoden und der erforderliche Genauigkeitsgrad deutlich abweichen. Die medienübergreifende Methodik

behandelt keine standortabhängigen Umweltauswirkungen; dennoch sind einige Überprüfungsmethoden in Kapitel 2.6.4 aufgeführt, mit denen die Identifizierung von Schadstoffen, die unter standortabhängigen Bedingungen das größte Gefährdungspotential aufweisen können, unterstützt wird. Bei der Anwendung dieser Überprüfungsmethoden wird häufig eine zusätzliche Berechnung der Folgen und Auswirkungen einzelner Schadstoffe nötig werden.

Abbildung 2.1 zeigt die einzelnen Schritte der Methode für die medienübergreifende Betrachtung.

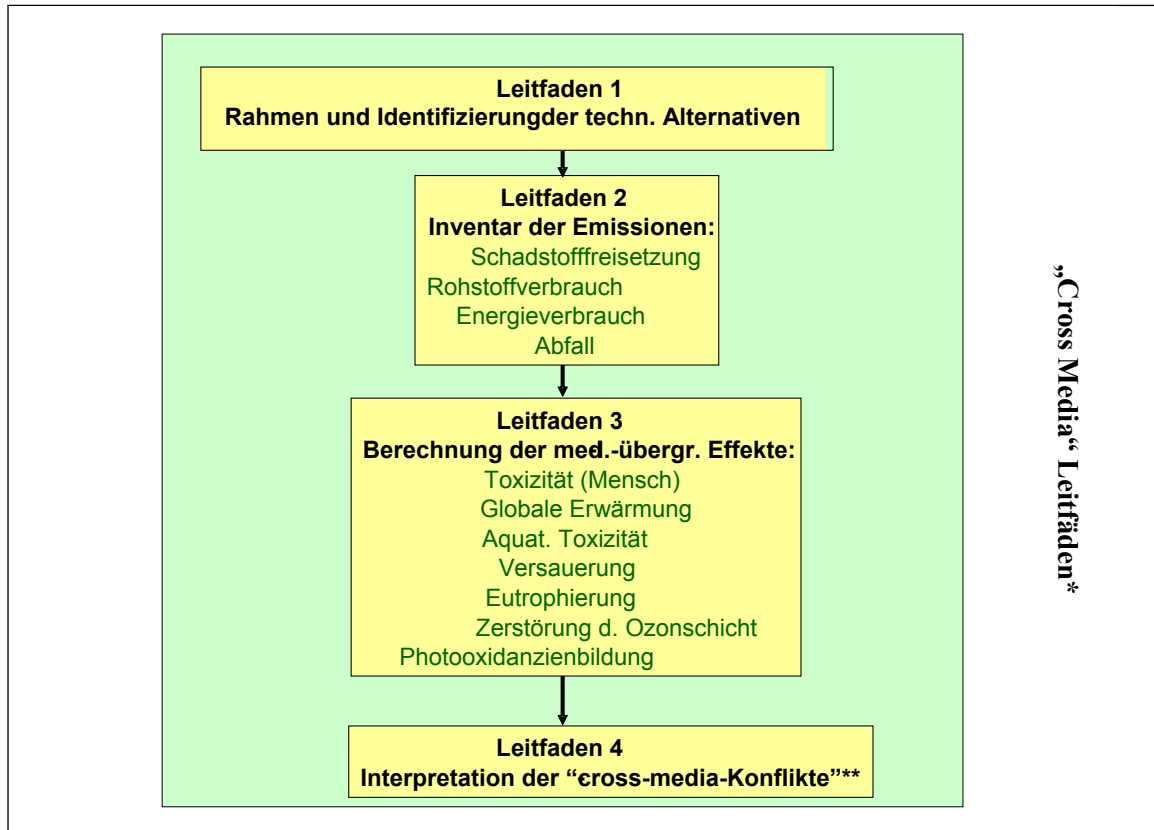


Abbildung 2.1: Fließschema der „Cross-Media-Leitfäden“ (= Leitfäden für die medienübergreifende Betrachtung)

Es ist dabei folgendes zu beachten: Sobald an irgendeinem Punkt die Information für eine Entscheidung ausreicht, sollte die Anwendung der Leitfäden an diesem Punkt beendet werden und die Entscheidung entsprechend begründet werden

Die medienübergreifende Methodik besteht aus vier Schritten:

1. Leitfaden 1 – Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen: der erste Schritt in diesem Prozess ist die Eingrenzung und Identifizierung der technischen Alternativen, die verfügbar und einsetzbar sind. In dieser Phase müssen die Grenzen des Untersuchungsrahmens festgelegt werden; in der Regel ist die Untersuchung auf die Grenzen der IVU-Anlage beschränkt. Wenn an dieser Stelle eine Entscheidung bereits ausreichend begründet werden kann, sollte die Anwendung der Methode beendet und eine Begründung dargestellt werden.
2. Leitfaden 2 – Bestandsaufnahme der Emissionen: dieser Schritt verlangt, dass der Anwender eine Bestandsaufnahme der Emissionen für jede der zu betrachtenden technischen Alternativen aufstellt. Wenn an dieser Stelle eine Entscheidung bereits ausreichend begründet werden kann, sollte die Anwendung der Methodik beendet und eine Begründung dargestellt werden.

3. Leitfaden 3 – Berechnung der medienübergreifenden Effekte: dieser Schritt ermöglicht es dem Anwender, die potenziellen Umweltauswirkungen, die für jeden der Schadstoffe zu erwarten sind, innerhalb von sieben Umweltkategorien (z.B. Humantoxizität, globale Erwärmung, aquatische Toxizität etc.) darzustellen. Dies geschieht um eine große Bandbreite von Schadstoffen entweder direkt oder zusammengefasst und als Gesamtauswirkung vergleichen zu können.

Es werden zwei Ansätze beschrieben, mit denen die emittierten Mengen einzelner Schadstoffe als Äquivalente der Auswirkungen ausgedrückt werden können (z.B. das Potenzial zur globalen Erwärmung einer großen Bandbreite von Treibhausgasen kann als kg CO₂-Äquivalent ausgedrückt werden). Diese ermöglichen es, einzelne Schadstoffe zusammenzufassen und als gesamten potenziellen Effekt innerhalb jeder der sieben Umweltkategorien darzustellen. Damit kann der Anwender die Alternativen vergleichen, um die Option mit dem geringsten potenziellen Effekt in jeder Kategorie zu bestimmen.

Wenn an dieser Stelle eine Entscheidung bereits ausreichend begründet werden kann, sollte die Anwendung der Methodik beendet und eine Begründung dargestellt werden.

4. **Leitfaden 4 – Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten:** dieser abschließende Schritt der Leitfäden für die medienübergreifende Betrachtung erörtert, wie der Anwender die technische Alternative mit dem höchsten Schutzniveau für die Umwelt herausfinden kann. Es werden verschiedene Ansätze zum Vergleich der Ergebnisse der medienübergreifenden Bewertung diskutiert.

Der Grad der Unsicherheit für die in den Leitfäden 1 und 2 gesammelten Daten ist gering im Vergleich zu den Unsicherheiten, die bei der Anwendung der Leitfäden 3 und 4 in der nachfolgenden Datenbearbeitung auftreten.

Es kann parallel zu der Prüfung einer Technik nach IVU erforderlich sein, eine Umweltverträglichkeitsprüfung gemäß der Richtlinie 85/337/EC zur Bewertung der Auswirkungen bestimmter öffentlicher und privater Aktivitäten auf die Umwelt (Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung bzw. UVP Richtlinie) [19, European Commission, 1985] durchzuführen. Einige der dargestellten Arbeitsschritte der hier beschriebenen medienübergreifenden Methodik benötigen die gleichen Basisinformationen, welche auch für die Erfordernisse zur Durchführung einer UVP gesammelt werden. Damit können einige dieser Basisinformationen für beide Zwecke verwendet werden (Die nach Anhang III der UVP Richtlinie erforderliche Information ist im Anhang 9 dieses Dokuments aufgeführt).

2.2 Vereinfachungstechniken

Die medienübergreifende Methodik ist für eine Entscheidungsfindung in den meisten Fällen ausreichend. Dennoch ist eine eindeutige Methodenvorschrift nicht möglich, da die Herleitung einer Lösung sehr komplex sein kann. Um die Methode so praktikabel und anwendbar wie möglich zu gestalten, war es daher nötig, einige der anzuwendenden Schritte zu vereinfachen. Die Anwender sollten sich über diese Vereinfachungen bewusst sein und beachten, dass unter bestimmten Umständen auch weiterreichende als die hier behandelten Aspekte berücksichtigt werden müssen. Aufgrund dieser Einschränkungen müssen die Anwender akzeptieren, dass bei einem Entscheidungsprozess gelegentlich stärkeres Gewicht auf ein Expertenurteil zu legen ist. Es muss jedoch immer – sei es bei der Anwendung der vollständigen Methodik, bei Teilen davon oder bei der Nutzung eines Expertenurteils – die endgültige Entscheidung gerechtfertigt werden, um die Transparenz des Entscheidungsprozesses zu wahren.

Folgende Vereinfachungstechniken werden in der medienübergreifenden Methodik verwendet:

Vereinfachungstechniken

- **Bestimmung der Systemgrenzen** – Die für eine Untersuchung gesetzten Grenzen sollten gemäß der nach der IVU Richtlinie gesetzten Grenzen einer Anlage festgelegt werden. Eine Anlage ist in der Richtlinie definiert als:

„...eine ortsfeste technische Einheit, in der eine oder mehrere der in Anhang I genannten Tätigkeiten sowie andere unmittelbar damit verbundene Tätigkeiten durchgeführt werden, die mit den an diesem Standort durchgeführten Tätigkeiten in einem technischen Zusammenhang stehen und die Auswirkungen auf die Emissionen und die Umweltverschmutzung haben können.“

Für diese Methodik ist keine Erweiterung über die Anlagengrenzen hinaus beabsichtigt. Es können jedoch zuweilen vor- und nachgelagerte Prozesse bedeutende Auswirkungen auf die Umwelteigenschaften einer vorgeschlagenen Technik haben. In solchen Situationen kann die Ausweitung der Untersuchung angemessen sein, allerdings ist dies nur in Ausnahmefällen wahrscheinlich. Falls die Untersuchung ausgedehnt wird, muss die Entscheidung dazu in jedem Einzelfall gerechtfertigt werden. Zum Beispiel können Energie und Abfall innerhalb der Anlagengrenzen nur als allgemeine Daten berücksichtigt werden. Es könnte aber in einem bestimmten Fall entschieden werden, die Auswirkungen des Energieverbrauchs und/oder der Behandlung oder Deponierung von Abfall genauer zu untersuchen.

- **Annahme eindeutiger Schlussfolgerungen** – Wenn in irgendeiner Phase der Anwendung der Methode eine Entscheidung offensichtlich wird, sollte die Untersuchung an dieser Stelle gestoppt werden, ohne dass es einer Weiterführung bedarf. Der Anwender muss diese Entscheidung rechtfertigen.
- **Ausschluss allgemeingültiger Faktoren von der medienübergreifenden Bewertung** – Bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens und bei der Identifizierung der technischen Optionen kann bereits die Möglichkeit bestehen allgemeingültige Faktoren auszuschließen (z.B. ist es möglich, den Energiebedarf, einige Emissionen oder MaterialVerbräuche (aus der Berechnung) herauszunehmen, wenn für die technischen Alternativen gleiche Werte gelten). Es sei daran erinnert, dass jeglicher aus der Berechnung herausgenommener Aspekt in der späteren Untersuchung wieder wichtig werden kann (z.B. bei der Anwendung der Kostenmethode). Daher sollten zur besseren Transparenz alle herausgenommenen allgemeingültigen Faktoren bei der Festlegung des Untersuchungsrahmens verständlich aufgeführt werden.
- **Ausschluss unbedeutender Effekte** – Obwohl dies ein Werturteil darstellt und ein Ausschluss mit Vorsicht vorzunehmen ist, können Effekte, die ohne bedeutende Auswirkung auf das Ergebnis sind, ausgeschlossen werden. Dennoch müssen diese als unbedeutend bewerteten und daher ausgeschlossenen Fragen bei der Darstellung der Ergebnisse erläutert und begründet werden, um die Transparenz zu erhalten.
- **Standard-Datenquellen** – Sobald der Datenbestand aufgenommen ist, können Äquivalenzfaktoren für die Quantifizierung der medienübergreifenden Effekte verwendet werden. In den Anhängen dieses Dokuments sind allgemeine Dateninventare aufgeführt, die für die Berechnung der Umweltauswirkungen der alternativen Techniken genutzt werden können (z.B. die Potenziale der globalen Erwärmung in Anhang 2). Diese Datensätze stammen aus nachgewiesenen Quellen und werden als ausreichend genau für den Vergleich der Umweltauswirkungen der in Frage stehenden alternativen Techniken eingeschätzt.
- **Berechnung der Effekte** – Die Berechnungen sollten so transparent wie möglich durchgeführt werden um ein Expertenurteil beim Vergleich der Alternativen auf beste Weise zu stützen.

2.3 Leitfaden 1 – Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen

Die erste Stufe der medienübergreifenden Methodik ist die Definition der in Frage kommenden alternativen Vorschläge. Es ist wichtig, dass die Alternativen in ausreichender Genauigkeit beschrieben werden, um Mehrdeutigkeiten und Missverständnisse sowohl hinsichtlich des Anwendungsbereichs der Technik als auch des Untersuchungsrahmens zu vermeiden. Normalerweise werden die Grenzen einer typischen Anlage gewählt (s. Richtlinien-Definition auf S. 10). Sollten aber Effekte außerhalb der Grenzen einer typischen Anlage einbezogen werden, sollte dies klar und mit entsprechender Begründung dargestellt werden.

In manchen Fällen wird die medienübergreifende Methodik angewendet, um verschiedene Techniken oder Technikkombinationen, die zur Kontrolle eines bestimmten Schadstoffes eingesetzt werden, z.B. von "Stickoxiden", "Staubemissionen" oder "biologischem Sauerstoffbedarf", zu beurteilen. In anderen Fällen, in denen eine Wahl zwischen verschiedenen Techniken oder Prozessketten besteht, kann es nahe liegender sein, die gesamte Anlage einschließlich der Verschmutzungen verursachenden Techniken in den Untersuchungsrahmen einzubeziehen. Dadurch kann der gesamte Umweltnutzen jeder Option in den Vergleich einbezogen werden.

Gemäß den Erwägungen des Anhangs IV der Richtlinie sollten Techniken bevorzugt ausgewählt werden, welche Emissionen verhindern oder reduzieren oder zu den saubereren Techniken gehören, da diese zu den geringsten Umweltauswirkungen neigen. Die folgenden alternativen Maßnahmen könnten untersucht werden:

- **Prozessgestaltung:** z.B. saubere Techniken; Änderungen oder Austausch von Prozessketten, Anlagen oder Ausstattung; alternative Herstellungspfade; etc.
- **Wahl der Rohstoffe,** z.B. saubere Brennstoffe, weniger kontaminierte Rohstoffe, etc.
- **Prozessüberwachung,** z.B. Prozessoptimierung, etc.
- **Betriebsmaßnahmen,** z.B. , Reinigungszyklen, verbesserte Wartung, etc.
- **Nicht-technische Maßnahmen,** z.B. Organisationswechsel, Mitarbeiterweiterbildung, Einführung von Umwelt Management Systemen, etc.
- **"end-of-pipe" Technik,** z.B. Brenner, Kläranlagen, Adsorption, Filter, Membrantechnik, Lärminderungswände, etc.

Wenn der Untersuchungsrahmen festgelegt wird und die technischen Alternativen identifiziert werden, muss die Größe oder (Produktions-) Kapazität des Vorschlags (für eine BVT Technik) festgelegt werden, um die Alternativen auf gleicher Basis zu vergleichen. Im Idealfall haben die Alternativen gleiche Produktionskapazitäten (bezogen auf das Endprodukt, z.B. wurden Alternativen für Walzmühlen mit einer Kapazität von 25 Tonnen Stahl pro Stunde untersucht). Natürlich gibt es auch Situationen, in denen eine einheitliche Größe der Alternativen nicht festgelegt werden kann, beispielsweise, wenn eine Technik „von der Stange“ gekauft wird und die Größe vom Angebot des Herstellers bestimmt wird. In diesem Fall müssen Größenunterschiede der Alternativen deutlich dargestellt werden um Beeinträchtigungen der Ergebnisse zu vermeiden.

Die vorher beschriebenen Vereinfachungstechniken sollten auch an dieser Stelle angewandt werden, und zur Sicherstellung der Transparenz sollte jede Weglassung allgemeingültiger Aspekte und unbedeutender Effekte aufgeführt werden. Allerdings darf nicht vergessen werden, dass diese Aspekte bei der Bewertung der gesamten Umweltauswirkungen der Technik oder bei der Anwendung der Kostenmethode wieder wichtig werden können.

In dieser Phase können die gegenläufigen medienübergreifenden Effekte und die verschiedenen Umweltauswirkungen eindeutig genug erscheinen um eine Entscheidung zu erlauben. An diesem Punkt sollte der Anwender erwägen ob eine Weiterführung der medienübergreifenden

Methodik erforderlich ist oder ob eine ausreichende Begründung vorliegt um eine Entscheidung zu fällen.

Wenn eine Schlussfolgerung getroffen werden kann, müssen die Gründe für diese Schlussfolgerung dennoch dargelegt und gerechtfertigt werden, um die Transparenz des Entscheidungsprozesses zu wahren. Sollten dagegen noch Zweifel daran bestehen, welche technische Alternative das höchste Schutzniveau für die Umwelt gewährleistet, muss der Anwender mit dem nächsten Schritt, d.h. dem Leitfaden 2, fortfahren.

2.4 Leitfaden 2 – Bestandsaufnahme der Verbräuche und Emissionen

Bedeutende (Schadstoff)Einträge in die Umwelt und Ressourcenverbräuche, die durch die jeweiligen zu begutachtenden technischen Alternativen verursacht werden, müssen quantitativ aufgelistet werden. Solch eine Liste muss die freigesetzten Schadstoffe, die benötigten Rohstoffe (incl. Wasser), den Energieverbrauch und die Abfallentstehung beinhalten.

Einige hilfreiche Informationsquellen, die Daten zu Freisetzungen und Verbräuchen enthalten können, sind:

- Überwachungsdaten von existierenden Anlagen ähnlichen Typs oder Bauart
- Forschungsberichte
- Versuchsdaten von Pilotanlagen
- Berechnete Daten, wie z.B. Massenbilanzinformationen, stöchiometrische Berechnungen, theoretische Leistungsfähigkeiten oder übertragene Labordaten.
- Informationen aus dem Informationsaustauschprozess (nach Artikel 16 der Richtlinie)
- Information von Technikhändlern oder –herstellern

Die Daten sollten so vollständig wie möglich sein, so dass alle Emissionen, Rohstoffeinsätze, Energieverbräuche und Abfallentstehungen ausgewiesen sind. Sowohl Punktquellen als auch diffuse Emissionen müssen abgeschätzt werden. Einzelheiten über die Herleitung oder Berechnung der Daten sollten aus Transparenzgründen ebenfalls bereitgestellt werden. Die Aufzeichnung der Datenquellen ist auch wichtig für eine möglicherweise nötige Validierung und Überprüfung

Idealerweise sollten Frachten zur Darstellung der freigesetzten Emissionen und der Verbräuche von Rohstoffen verwendet werden (z.B. kg emittiert/Jahr oder kg/ emittiert/kg produziertes Produkt). Informationen können auch als Konzentrationsangaben verfügbar sein (z.B. als mg/m³ oder mg/l). Diese sind besonders bei Batch-Techniken wichtig oder bei Techniken, die einem Zyklus folgen, bei dem zu bestimmten Prozessphasen besonders hohe Konzentrationen vorliegen können.

2.4.1 Datenqualität

Die Datenqualität ist ein kritischer Punkt in dieser Untersuchung. Daher muss der Anwender die Qualität der verfügbaren Daten hinterfragen und bewerten und - wenn nötig - zwischen verschiedenen Quellen vergleichen. In vielen Fällen werden Untersuchungen über die Unsicherheit der Daten verfügbar sein, z.B. zur Genauigkeit der angewandten Analysetechnik (z.B. können Ergebnisse von Emissionsmessungen angegeben sein als 100 mg/m³ ± 25 %). Diese Information sollte, wenn sie verfügbar ist, aufgeführt werden, um in einer Sensitivitätsanalyse, die in der späteren Untersuchung nötig sein kann, zur Festlegung der oberen und unteren Bereiche verwendet werden zu können.

Wenn quantitative Messungen nicht verfügbar sind, kann eine Bewertungsskala für die Datenqualität verwendet werden um ein qualitatives Indiz für die Datenzuverlässigkeit zu erhalten. Die Bewertungsziffer gibt einen groben Hinweis über das Vertrauen in die Daten und kann dazu dienen, die nötige Tiefe für die Sensitivitätsanalyse anzuzeigen.

Das unten beschriebene Bewertungssystem für die Datenqualität kann einen einfachen Hinweis auf die Datenqualität geben und darüber, ob die Verwendung der Daten in einer Bewertung angemessen ist. Dieses System wurde ursprünglich für das Emissionsinventar Handbuch, das EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook [5, EMEP CORINAIR, 1998], entwickelt.

Datenqualitäts-Bewertungssystem

- A. Eine Abschätzung, die auf einer beträchtlichen Menge an Informationen basiert, welche völlig repräsentativ für die Situation sind und für die alle Hintergrundannahmen bekannt sind.
- B. Eine Abschätzung, die auf einer bedeutenden Menge an Informationen basiert, welche repräsentativ für die meisten Situationen sind und für die die meisten Hintergrundannahmen bekannt sind.
- C. Eine Abschätzung, die auf einer begrenzten Menge an Informationen basiert, welche repräsentativ für einige Situationen sind und für die Hintergrundannahmen begrenzt bekannt sind.
- D. Eine Abschätzung, die auf einer technischen Berechnung aus einer sehr begrenzten Menge an Informationen basiert, welche nur für eine oder zwei Situationen repräsentativ sind und für die wenige Hintergrundannahmen bekannt sind.
- E. Eine Abschätzung, die sich auf technisches Urteilsvermögen stützt, welches ausschließlich aus Annahmen abgeleitet ist.

Es ist wichtig, dass Daten von niedriger Qualität von der Bewertung nicht dadurch zurückgehalten oder ausgeschlossen werden, indem nur Daten mit der Qualitätseinstufung „A“ oder „B“ verlangt werden. Andernfalls – wenn weniger zuverlässige Daten ausgeschlossen werden - könnte die Anwendung der Methode ein Innovationshindernis werden anstelle eines Instruments zur Verbesserung der Umwelteigenschaften, da für innovative Techniken naturgemäß nicht so viele Daten verfügbar sind wie für etablierte Techniken. Wenn nur Daten mit niedriger Qualität verfügbar sind, sollten Schlussfolgerungen mit Vorsicht gezogen werden. Jedoch können Schlussfolgerungen dennoch gezogen werden und die Grundlage für weitere Diskussionen bilden oder deutlich machen, für welche Fälle zuverlässigere Daten beschafft werden müssen.

2.4.2 Energie (Elektrizität und Wärme)

Energie wird in den meisten industriellen Prozessen kontinuierlich eingesetzt. Manche Energie wird aus „primären Energiequellen“ gewonnen, wie z.B. aus Kohle, Öl und Gas. Andere kann aus „sekundären Energiequellen“ bezogen, d.h. außerhalb der Anlagengrenzen des IVU-Prozesses erzeugt und dann in Form von Elektrizität oder Wärme geliefert werden. Primäre Energiequellen werden in der medienübergreifenden Bewertung bereits als Rohstoffverbrauch und Emissionen aus dem Prozess berücksichtigt und brauchen hier nicht weiter betrachtet zu werden. Dieser Abschnitt umreißt eine Methode für die Berücksichtigung der Umweltauswirkungen von sekundären Energiequellen, die in einem Prozess genutzt werden.

2.4.2.1 Energieeffizienz

Bevor erwogen wird wie die Umweltauswirkungen der "sekundären Energiequellen" bewertet werden können, sind zunächst die Anforderungen der Richtlinie hinsichtlich der Abfallminimierung und der effizienten Energienutzung erwähnenswert. Artikel 3 der Richtlinie legt dazu folgendes fest:

Artikel 3

Allgemeine Prinzipien für die Grundpflichten der Betreiber

Die Mitgliedstaaten treffen die erforderlichen Vorkehrungen, damit die zuständigen Behörden sich vergewissern, dass die Anlage so betrieben wird, dass

- a) alle geeigneten Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltverschmutzungen, insbesondere durch den Einsatz der besten verfügbaren Techniken, getroffen werden;*
- b) keine erheblichen Umweltverschmutzungen verursacht werden;*
- c) die Entstehung von Abfällen entsprechend der Richtlinie 75/442/EWG des Rates vom 15. Juli 1975 über Abfälle ⁽¹⁾ vermieden wird; andernfalls werden sie verwertet oder, falls dies aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht möglich ist, beseitigt, wobei Auswirkungen auf die Umwelt zu vermeiden oder zu vermindern sind;*
- d) Energie effizient verwendet wird;*
- e) die notwendigen Maßnahmen ergriffen werden, um Unfälle zu verhindern und deren Folgen zu begrenzen;*
- f) bei einer endgültigen Stilllegung die erforderlichen Maßnahmen getroffen werden, um jegliche Gefahr einer Umweltverschmutzung zu vermeiden und um einen zufrieden stellenden Zustand des Betriebsgeländes wiederherzustellen.*

Für die Einhaltung der Vorschriften dieses Artikels reicht es aus, wenn die Mitgliedstaaten sicherstellen, dass die zuständigen Behörden bei der Festlegung der Genehmigungsauflagen die in diesem Artikel angeführten allgemeinen Prinzipien berücksichtigen.

Diese Verpflichtung obliegt dem Betreiber. Deshalb sollte jede Bemühung unternommen werden, um die effektive Nutzung von Energie innerhalb der Anlage sicherzustellen. Die unten beschriebene Methode weicht weder die Anforderung, Energie effektiv zu nutzen, auf, noch widerspricht sie ihr. Vielmehr weist sie die Umweltauswirkung dieser Energie nach, damit die technischen Alternativen verglichen werden können.

2.4.2.2 Elektrizitäts- und Wärmeverbrauch im Produktionsprozess

Elektrizität und Wärme können einen bedeutsamen Anteil der Umweltauswirkungen eines IVU Prozesses ausmachen. Meistens ist die Herkunft der Elektrizität innerhalb der gewählten technischen Alternativen gleich. In diesem Fall ist es ausreichend, die Elektrizitäts- und Wärmebedarfe der betrachteten Alternativen, vorzugsweise in GJ ausgedrückt, direkt zu vergleichen. Weitere Analysen sind nicht erforderlich.

2.4.2.3 Europäische Kennzahlen für Elektrizität und Wärme

In anderen Fällen könnten Abwägungen erforderlich sein zwischen den Umweltauswirkungen der sekundären Energiequellen, die im Prozess genutzt werden und anderen Schadstoffen, die freigesetzt werden können. Ungeachtet dessen ob es sich um Elektrizität oder Wärme handelt, wird die Umweltauswirkung von dieser Energie von der Kraftwerkstechnologie und der Brennstoffquelle, die zu ihrer Erzeugung genutzt wird, abhängen. So muss zum Beispiel bei der Bewertung einer nachgeschalteten Reinigungsstufe, die mit Elektrizität betrieben wird, die Umweltauswirkung der zusätzlichen Elektrizitätsnutzung gegen die abgeschiedenen Schadstoffe abgewogen werden. Wenn die Reinigungsanlage einen bedeutenden Elektrizitätsbedarf hat und der zurückgehaltene Schadstoff relativ ungefährlich ist, dann kann die Zurückhaltung des Schadstoffs - in Abhängigkeit von den Umweltfolgen der Elektrizitätserzeugung - zu einem

geringeren Schutz für die Umwelt als ganzes führen. Allerdings sind kaum Fälle bekannt, in denen die Auswirkungen der Elektrizitätsnutzung die Vorteile der jeweiligen Schadstoffzurückhaltung überwiegen.

Der "Europäische Elektrizitäts- und Wärme-Mix" ist ein einfacher Ansatz für die Herleitung von Emissionsfaktoren, um die Umwelteffekte der Elektrizitäts- und Wärmenutzung auszuweisen. Multiplikationsfaktoren sind für die Emissionen von SO₂, CO₂ und NO₂, entwickelt worden sowie für die Verbräuche von Öl, Gas und Kohle je GJ produzierter Elektrizität oder Wärme (siehe Anhang 8).

So hat zum Beispiel ein Prozess, der 10 GJ Elektrizität pro Jahr verbraucht, die folgenden Auswirkungen, berechnet anhand der Multiplikationsfaktoren im Anhang 8:

Eingesetzte Brennstoffe		Emissionen	
Öl (kg)	90.1		
Gas (m ³)	69.2		
Steinkohle (kg)	157		
Braunkohle (kg)	346.4		
		SO ₂ (kg)	1
		CO ₂ (kg)	1167.1
		NO ₂ (kg)	1.6

Tabelle 2.1: Eingesetzte Brennstoffe und Emissionen, die durch einen Prozess mit 10 GJ Elektrizitätsverbrauch pro Jahr verursacht werden

Die Multiplikationsfaktoren in Anhang 8 sind Durchschnittswerte. In Fällen, in denen die Umweltauswirkungen der Elektrizitäts- und Wärmenutzung für die Entscheidungen von Bedeutung sind, kann die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse oder die Herleitung spezifischerer Daten für die Berechnung angebracht sein. Der Europäische Energie-Mix ist für eine Anwendung außerhalb Europas nicht geeignet.

Anwender sollten beim Versuch, spezifischere Informationen herzuleiten, behutsam vorgehen, da dies die Erhebung großer Datenmengen über die Herkunft der Elektrizität und Wärme sowie der eingesetzten Techniken und Brennstoffe notwendig machen kann. Die Verbräuche an Elektrizität und Wärme unterscheiden sich sowohl zwischen den Mitgliedsstaaten als auch zwischen den Anlagen. Änderungen werden auch durch Preisverschwanungen der verschiedenen Energiequellen hervorgerufen. Wenn die eingesetzte Energie in Form von Elektrizität aus dem Netz bezogen wird, gibt es weitere Schwierigkeiten durch die typischerweise im Tagesverlauf wechselnden Energiequellen. Eine Zuordnung der detaillierteren Informationen ist wahrscheinlich nur in Fällen notwendig, in denen die im Prozess eingesetzte Elektrizität und Wärme für die Entscheidungsfindung von Bedeutung ist.

Änderungsvorschläge zu den Richtlinien 96/92/EC und 98/30/EC über allgemeine Regeln für die internen Elektrizitäts- und Gasmärkte könnten zu einer Verpflichtung der Versorger führen, ihren Kunden Informationen über die Umweltauswirkungen ihrer Aktivitäten bereit zu stellen. Diese könnten hilfreiche Informationsquellen für die Bewertung der Umwelteffekte durch den Energieeinsatz in Industrieprozessen sein.

Sowohl bei der Verwendung der europäischen Elektrizitäts- und Wärmekennzahlen für die Herleitung von Multiplikationsfaktoren als auch bei der Nutzung spezifischerer Informationen ist es unentbehrlich, dass die verwendeten Datenquellen und die Verarbeitung der Daten transparent bleiben. Es muss sorgfältig darauf geachtet werden, dass alle getroffenen Annahmen über die Elektrizitäts- und Wärmenutzung eindeutig sind. Sowohl die Anwender als auch die Entscheidungsträger müssen über alle Verzerrungen, die durch diese Annahmen verursacht werden können im Bilde sein.

2.4.3 Abfall

Industrieprozesse erzeugen feste und flüssige Abfälle, die am Ort des Entstehens behandelt oder abgelagert oder zur Behandlung oder Ablagerung an anderer Stelle von der Anlage entfernt werden können. Die Richtlinie bemüht sich, wo immer es möglich ist, um die Vermeidung der Abfallerzeugung, indem sie die Wahl solcher Techniken fördert, die abfallarme Technologien einsetzen oder jene Techniken, die eine Wiederverwendung oder –verwertung des entstehenden Abfalls ermöglichen. Wo die Vermeidung der Abfallerzeugung aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen unmöglich ist, sollte Abfall so abgelagert werden, dass jegliche Auswirkungen auf die Umwelt verhindert oder minimiert werden.

Beim Vergleich technischer Alternativen, die jeweils Abfall produzieren, kann eine Analyse der Menge, Zusammensetzung und der wahrscheinlichen Umweltauswirkungen des erzeugten Abfalls hilfreich sein. Die einfache, unten aufgeführte Methode sollte als pragmatischer Ansatz im Normalfall dazu ausreichen, um zu bestimmen, welche Alternative das höchste Schutzniveau für die Umwelt insgesamt bereitstellt.

Die einfache Methode. Bei der Bestandsaufnahme können die erzeugten Abfälle der jeweiligen betrachteten alternativen Techniken in drei Kategorien aufgeteilt werden, z.B.:

- 1) **Inerter Abfall**
- 2) **Nicht gefährlicher Abfall**
- 3) **Gefährlicher Abfall.**

Diese Kategorien sollten in kg produzierter Abfallmenge angegeben werden. Für diese drei Abfallkategorien sollten die Definitionen gemäß Artikel 2 der EG Richtlinie 1999/31/EG [39, European Commission, 1999] über die Ablagerung von Abfällen verwendet werden (s. unten).

Artikel 2 der Richtlinie 1999/31/EG [39, European Commission, 1999]

Begriffsbestimmungen

Im Sinne dieser Richtlinie bezeichnet der Begriff::

- (a) „**Abfälle**“ alle Stoffe oder Gegenstände, die von der Richtlinie 75/442/EWG erfasst werden;
- (b) „**Siedlungsabfälle**“ Abfälle aus Haushaltungen, sowie andere Abfälle, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder Zusammensetzung den Siedlungsabfällen ähnlich sind;
- (c) „**gefährliche Abfälle**“ alle Abfälle, die unter Artikel 1 Absatz 4 der Richtlinie 91/689/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 über gefährliche Abfälle fallen²;
- (d) „**nicht gefährliche Abfälle**“ Abfälle, die nicht unter Buchstaben c) fallen;
- (e) „**Inertabfälle**“ Abfälle, die keinen wesentlichen physikalischen, chemischen oder biologischen Veränderungen unterliegen. Inertabfälle lösen sich nicht auf, brennen nicht und reagieren nicht in anderer Weise physikalisch oder chemisch, sie bauen sich nicht biologisch ab und beeinträchtigen nicht andere Materialien, mit denen sie in Kontakt kommen, in einer Weise, die zu Umweltverschmutzung führen oder sich negativ auf die menschliche Gesundheit auswirken könnte. Die gesamte Auslaugbarkeit und der Schadstoffgehalt der Abfälle und die Ökotoxizität des Sickerwassers müssen unerheblich sein und dürfen insbesondere nicht die Qualität von Oberflächenwasser und/oder Grundwasser gefährden;

² ABl. 377 vom 31.12.1991, S. 20. Richtlinie zuletzt geändert durch die Richtlinie 94/31/EG (ABl. 168 vom 2.7.1994, S. 28)

In Fällen, in denen der Abfallaspekt in hohem Maße bedeutend für die Bewertung erscheint, kann es notwendig sein, ein genaueres Bild von den erzeugten Abfällen zu erhalten. Es ist daran zu erinnern, dass eine genaue Bewertung schwierig ist, ohne dass umfassende Informationen über das Abfallaufkommen sowie seinen Verbleib und die Umweltauswirkungen verfügbar sind. In den meisten Fällen ist die Anwendung der hier beschriebenen Methode ausreichend. Dieser einfache Ansatz unterscheidet allerdings nicht zwischen Abfällen, welche teilweise oder vollständig verwertet werden und solchen, die abgelagert werden.

2.5 Leitfaden 3 – Berechnung der medienübergreifenden Effekte

Um die Umweltauswirkungen jeder der in Frage kommenden alternativen Techniken zu beurteilen, bieten die unten beschriebenen Methoden eine Zuordnung der bei der Bestandsaufnahme identifizierten Schadstoffe in sieben Umweltkategorien. Diese Kategorien basieren auf den Umweltauswirkungen, die höchst wahrscheinlich von den Schadstoffen hervorgerufen werden. Durch die Gruppierung der Schadstoffe in Kategorien können verschiedenen Schadstoffe miteinander verglichen werden. Die Umwelteffekte einer Kategorie können ausschließlich oder überwiegend ein Medium betreffen. Es können aber auch Effekte in mehr als einem Medium wie z.B. Luft oder Wasser auftreten. In allen Fällen einer Vereinfachung muss sorgfältig darauf geachtet werden, dass alle Effekte berücksichtigt werden. Die Kategorien sind:

- **Humantoxizität**
- **Globale Erwärmung**
- **Aquatische Toxizität**
- **Versauerung**
- **Eutrophierung**
- **Zerstörung der Ozonschicht**
- **Photooxidantienbildung**

Diese Kategorien wurden sorgfältig ausgewählt, um eine umfassende Behandlung der bedeutendsten Umwelteffekte sicherzustellen und gleichzeitig zu gewährleisten, dass die Bewertung praktikabel und sachdienlich ist. Auch mit dieser umfassenden Behandlung war es nicht möglich, eine Methodik festzulegen, die alle erdenklichen Auswirkungen abdeckt, wie z.B. die Verwendung weniger gefährlicher Substanzen oder die Möglichkeit von Unfällen. Daher sollte sich der Anwender zu jeder Zeit über die hier nicht betrachteten Umwelteffekte bewusst sein und deren Berücksichtigung im abschließenden Urteil gewährleisten.

Während der Entwicklung dieses Dokuments wurde eine weitere Umweltkategorie (Verbrauch abiotischer Rohstoffe) in Erwägung gezogen. Diese wäre ein Maß der durch den Prozess verbrauchten Rohstoffe gewesen und hätte eine Berücksichtigung der potentiellen Erschöpfung der irdischen Ressourcen ermöglicht. Obwohl der Verbrauch abiotischer Rohstoffe ein wichtiges Thema bleibt, bestanden beträchtliche Bedenken gegen die Zuverlässigkeit der Indikatoren, die zu seiner Beschreibung entwickelt wurden. Zudem wurde dieser Kategorie vom Gefühl her gegenüber anderen Kategorien, wie Humantoxizität oder photochemischer Oxidantienbildung, weniger Gewicht beigemessen. Es wurde schließlich entschieden, den Verbrauch abiotischer Rohstoffe in dieser Methode nicht beizubehalten.

Es werden zwei verschiedene Ansätze zur Berechnung der medienübergreifenden Effekte für die verschiedenen Wirkungen verwendet:

Bei der Bewertung des Treibhauseffekts, der Versauerung, der Eutrophierung, der Zerstörung der Ozonschicht sowie des Potentials der Photooxidantienbildung können einzelne Schadstoffe mithilfe von Multiplikationsfaktoren in Äquivalente einer Referenzsubstanz umgewandelt werden. Zum Beispiel kann ein großer Teil der Treibhausgase als Kohlendioxid Äquivalente

ausgedrückt werden, um ihr „globales Erwärmungspotential“ (GWP) zu beschreiben. Die Darstellung einzelner Schadstoffe in Form einer Referenzsubstanz ermöglicht deren direkten Vergleich sowie die Zusammenfassung einer Reihe von Schadstoffen, um die Bedeutung der gesamten Auswirkungen der Freisetzung zu beurteilen. Die Menge jedes freigesetzten Treibhausgases aus den alternativen Techniken kann dann mit dem GWP Wert für das entsprechende Treibhausgas multipliziert werden und als äquivalenter Effekt einer bestimmten Kohlendioxidmenge ausgedrückt werden. Auf diese Weise können die einzelnen Treibhausgase verglichen werden, um jenes mit dem größten Effekt zu erkennen. Sie können auch zusammengefasst werden um das gesamte Kohlendioxidäquivalent zu bestimmen (in kg Kohlendioxid) nach folgender Formel:

$$\text{Potenzial der globalen Erwärmung} = \sum \text{GWP}_{(\text{Schadstoff})} \times \text{Masse}_{(\text{Schadstoff})}$$

Für die Kategorien Humantoxizität und aquatische Toxizität können die freigesetzten Mengen einzelner Schadstoffe durch die jeweiligen Toxizitäts-Schwellenwerte geteilt werden, um ein Volumen an Wasser oder Luft zu ermitteln, welches im Falle einer Freisetzung notwendig wäre, um die Emission auf unbedenkliche Werte zu verdünnen. Das Volumen an Luft oder Wasser kann anschließend aufsummiert werden, um ein theoretisches Gesamtvolumen zu ermitteln, welches bis zum Schwellenwert schadstoffbelastet ist. Dadurch ist ein Vergleich der alternativen (Technik-) Vorschläge möglich.

$$\text{Toxizität} = \sum \frac{\text{Masse an freigesetztem Schadstoff}}{\text{Toxizitäts-Schwellenwert dieses Schadstoffes}}$$

Die Multiplikationsfaktoren und die Toxizitäts-Schwellenwerte, welche in den beiden obigen Ansätzen Verwendung finden, stammen von etablierten Methoden, die für anerkannte internationale Foren entwickelt wurden. In den Fällen, in denen keine etablierten Foren vorhanden sind, wurden die Multiplikationsfaktoren aus der gängigen Praxis der Mitgliedsstaaten abgeleitet. Der unten dargestellte Ansatz für die Bemessung des gesamten Humantoxizitätspotenzials unterscheidet sich von der hier dargestellten Verallgemeinerung. Er verwendet einen dimensionslosen Toxizitätsfaktor, der auf ein Äquivalent für Blei bezogen ist, um eine einheitliche hypothetische Gesamtsumme zu erhalten.

Die hier beschriebene medienübergreifende Methodik kann für die Beurteilung technischer Alternativen, die als BVT in Betracht gezogen werden, verwendet werden. Die Methodik ermöglicht einen Vergleich der Umweltauswirkungen aller Alternativen innerhalb der sieben Umweltkategorien.

Für die standortbezogene Situation sind wahrscheinlich weitere Untersuchungen nötig. Es wird auch ein Nachweis darüber erforderlich sein, dass die Emissionen einer vorgeschlagenen Technik nicht den Umweltqualitätsstandards entgegenwirken und dass die Einhaltung des Artikels 10 der Richtlinie sichergestellt ist. Bei Entscheidungen auf der standortbezogenen Ebene werden in der Regel genauere Informationen über die Emissionen und die örtliche Umwelt vorliegen, wodurch eine detailliertere Untersuchung durchgeführt werden kann. Diese wird normalerweise ein Verdünnungs- oder Ausbreitungsmodell für einzelne Schadstoffe und eine Bewertung ihrer Auswirkungen auf die lokale Umwelt beinhalten. Darüber kann auch die Bewertung von Themen wie Lärm, Geruch und Erschütterungen bei einzelnen Anlagen erforderlich sein, was allerdings mit dieser Methodik nicht einfach möglich ist.

Die Grenzen der Anwendung der medienübergreifenden Methodik auf Anlagenebene wird in diesem Dokument besprochen und in Kapitel 2.6.4 wird ein Prüfinstrument beschrieben, welches für die Priorisierung von höchst bedenklichen Schadstoffen verwendet werden kann. Dieses Prüfinstrument kann für die Identifizierung solcher höchst bedenklichen Schadstoffe angewandt werden, damit diese nötigenfalls genauer untersucht werden können. Die Methoden, die zur Bestimmung von Genehmigungsbedingungen in einzelnen Mitgliedsstaaten angewandt werden, werden in Anhang 13 aufgeführt.

2.5.1 Humantoxizität

Die Beseitigung oder Verringerung humantoxischer Effekte ist für alle vorgeschlagenen IVU-Prozesse von hoher Priorität. Beim Betrieb eines industriellen Prozesses hängen die potenziellen toxischen Effekte von den emittierten Chemikalien, der Menge der freigesetzten Chemikalien und ihrer Humantoxizität ab. Die unten beschriebene Methode berechnet aus der Menge jedes freigesetzten Schadstoffes und einem Toxizitätsfaktor für diesen Schadstoff eine hypothetische Summe, um die Technikoptionen zu vergleichen. Zudem ermöglicht dieser Ansatz es dem Anwender, jene Schadstoffe zu identifizieren, welche die bedeutsamsten Auswirkungen auf die Umwelt haben und daher prioritär für eine Überwachung sein könnten.

2.5.1.1 Berechnung des Potenzials der Humantoxizität einer zu bewertenden Technik

Für die Festsetzung von Grenzwerten für die Luft besteht bereits eine solide Gesetzgebung, ebenso wie für den Schutz der Gesundheit und die Sicherheit von Arbeitern vor den Gefahren, die durch den Kontakt mit Chemikalien am Arbeitsplatz entstehen. Die Grenzwerte aus dieser Gesetzgebung bilden eine gute Grundlage, um das Potenzial der Humantoxizität der betrachteten alternativen Vorschläge zu bemessen. Genau genommen gibt es keinen einheitlichen wissenschaftlichen Weg zur Addition verschiedener toxischer Effekte, die zum Teil verschiedene zeitliche Wirkungshorizonte sowie verschiedene Gesundheitsauswirkungen haben. Jedoch bietet der in diesem Dokument beschriebene Ansatz zumindest eine allgemeine Struktur, um einen gewissen Vergleich zwischen den alternativen Szenarien durchzuführen. Darin wird die direkte Humantoxizität durch Inhalation vorausgesetzt, was die tatsächlichen Expositionspfade für Menschen vereinfacht abbildet.

Potenzial für Humantoxizität (kg Blei Äquivalente) =

$$\sum \frac{\text{Menge freigesetzten Schadstoffs (Luft) (kg)}}{\text{Toxizitätsfaktor des Schadstoffs}}$$

Dabei ist:

Das Potenzial für Humantoxizität ein Indikatorwert (in kg Blei Äquivalenten), der für den Vergleich von Optionen bestimmt ist; je größer der Wert ist, desto größer ist das Toxizitätspotenzial.

Die Menge des freigesetzten Schadstoffes wird in kg ausgedrückt.

Der Toxizitätsfaktor des Schadstoffs ist eine dimensionslose Zahl (siehe Anhang 1)

2.5.1.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Diese Methode bietet dem Anwender eine Grundlage für den Vergleich alternativer Techniken, welche unterschiedliche Schadstoffe emittieren, auch wenn die Schadstoffe weit reichende toxische Effekte besitzen. Sie ermöglicht dem Anwender auch die Identifizierung von aufgrund ihres humantoxischen Potenzials höchst bedenklichen Schadstoffen. Toxizität ist ein komplexes Thema und die Durchführung der Untersuchung sowie die Beurteilung der Ergebnisse erfordern Sorgfalt. Die im Anhang 1 aufgeführten Toxizitätsfaktoren entstammen nationalen OEL-Daten (Occupational Exposure Limits, entspricht MAK = maximale Arbeitsplatzkonzentrationen) und sind daher ursprünglich für andere Zwecke bestimmt.

Diese Methode ist ausschließlich für den Vergleich technischer Alternativen bestimmt und ist nicht zur Bewertung tatsächlicher Emissionsauswirkungen einzelner Anlagen auf die lokale Umwelt geeignet. Die physikalischen Eigenschaften der Schadstoffe, ihr Ausbreitungsverhalten

und ihre Auswirkungen sind in dieser vereinfachten Berechnung nicht berücksichtigt. Aus der Berechnung (des Potenzials) geht eine Zahl hervor, welche ausschließlich für den Vergleich der technischen Alternativen verwendet werden kann.

Anwender sollten sich der Begrenzungen dieses vereinfachten Ansatzes bewusst sein. Er führt zu einem hilfreichen Indikator für den Vergleich von Optionen und zur Identifizierung höchst bedenklicher Schadstoffe, jedoch sollte keine weitere Anwendungsmöglichkeit erwartet werden. Für die Bestimmung der tatsächlichen Umweltauswirkungen, die durch Freisetzung aller Schadstoffe in einem Einzelfall verursacht wird, ist in der Regel weitergehende Arbeit erforderlich. Bei Freisetzungen von Schadstoffen, die nicht in Anhang 1 mit einem Toxizitätsfaktor versehen sind, sollten diese Schadstoffe getrennt aufgeführt und ihre mutmaßlichen Auswirkungen im abschließenden Bericht erörtert werden.

2.5.2 Globale Erwärmung

Die zunehmende Menge so genannter Treibhausgase in der Atmosphäre hat zur Auswirkung, dass vermehrt Sonnenenergie in der Atmosphäre festgehalten wird. Dieser Effekt wird allgemein „globale Erwärmung“ oder „Treibhauseffekt“ genannt. Wirkungsprognosen für die globale Erwärmung beinhalten Temperaturanstiege und Veränderungen des Weltklimas, welche ihrerseits Auswirkungen auf die Regenfallneigungen, die Verfügbarkeit von Trinkwasser, die Veränderungen der landwirtschaftlichen Praktiken, den Anstieg des Meeresspiegels etc. haben. Um die Auswirkungen der globalen Erwärmung zu verlangsamen muss die Freisetzung der schädigenden Gase verringert werden. Folglich sollte bei einer Entscheidung über die bevorzugte Option von technischen Alternativen für den Einsatz in einem IVU Prozess die Menge an freigesetzten Treibhausgasen durch die jeweiligen technischen Alternativen berücksichtigt werden. Die unten beschriebene Methode ermöglicht den Vergleich der Treibhauseffekte der betrachteten technischen Alternativen.

Für eine genauere Erklärung und Erörterung des wissenschaftlichen Hintergrunds und der mutmaßlichen Effekte der globalen Erwärmung wird auf die folgende Quelle verwiesen: ‘Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change’ (IPCC) [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001].

2.5.2.1 Berechnung des Potenzials der globalen Erwärmung

Die Schadstoffgase (d.h. Treibhausgase), welche die globale Erwärmung verursachen, sind Gegenstand zahlreicher Studien von Wissenschaftlern aus aller Welt. Das IPCC koordiniert diese Arbeiten und hat für einen großen Bereich von Treibhausgasen „Potenziale der globalen Erwärmung“ (GWPs = Global Warming Potentials) aufgestellt [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001]. GWPs sind Indikatoren für die Abschätzung des relativen Beitrags an der globalen Erwärmung durch die Emission eines kg eines bestimmten Treibhausgases im Vergleich zur Emission eines kg Kohlendioxids (GWPs werden in kg CO₂ Äquivalent angegeben).

Die Emissionsmengen einzelner Schadstoffe, die für die Bestandsaufnahme in Leitfaden 2 zusammengestellt wurden, können mit ihrem GWP multipliziert werden und als kg Kohlendioxid Äquivalent ausgedrückt werden. Die freigesetzten Treibhausgase können somit nach folgender Gleichung als gesamter Kohlendioxidäquivalent-Effekt dargestellt werden:

$$\text{globales Erwärmungspotenzial (GWP}_{\text{(gesamt)}}) = \sum \text{GWP}_{\text{(Schadstoff)}} \times \text{Menge freigesetzten Schadstoffs}_{\text{(Schadstoff)}}$$

Dabei ist:

GWP_(gesamt) die Summe der globalen Erwärmungspotenziale der freigesetzten Treibhausgase durch eine betrachtete Technikoption (in kg CO₂ Äquivalente)

Menge freigesetzten Schadstoffs_(Schadstoff) die Menge eines einzelnen betrachteten Schadstoffs (Treibhausgases), z.B. CO₂, CH₄, N₂O etc. (in kg).

Das gesamte globale Erwärmungspotenzial kann somit, ausgedrückt als Kohlendioxidäquivalent, zwischen allen technischen Optionen verglichen werden.

2.5.2.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Die hier verwendeten GWPs (s. Anhang 2) beziehen sich auf einen 100-jährigen Zeithorizont entsprechend der IPCC Veröffentlichung [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001] (Seite 388). Der 100-jährige Zeithorizont wurde ausgewählt, um einen angemessenen Zeitbezug für die Berücksichtigung der Auswirkungen zu erhalten, ohne die Unsicherheiten, die mit einem längeren Zeithorizont verbunden sind, in Kauf nehmen zu müssen. Dies stellt nicht die vollständige Lösung dar, da viele Treibhausgas in der Atmosphäre sehr langlebig sind. Anwender und Entscheidungsträger sollten daher vorsichtig bei der Auswahl von Techniken sein, wenn sie zugunsten von Gasen entscheiden, die zwar geringere GWPs aber eine höhere Lebensdauer in der Atmosphäre haben, gegenüber anderen Optionen, bei denen mehr kurzlebige Gase freigesetzt werden. Als Hilfestellung für die Bewertung der Alternativen ist in Anhang 2 zusätzlich auch die atmosphärische Lebensdauer der Treibhausgase angegeben.

Eine neue EG Richtlinie (2003/87/EG) stellt ein System für den Handel innerhalb der EU mit Treibhausgasen auf, welches die Richtlinie des Rats 96/61/EC (IVU) ergänzen wird. Diese Richtlinie zielt auf die Verringerung der Treibhausgasemissionen zur Einhaltung der von der Europäischen Kommission getroffenen Zusagen für die „UN Rahmenkonvention zum Weltklimawandel“ (‘United Nations Framework Convention on Climate Change’) und das „Kyoto Protokoll“.

Als Bedingung für die Einführung dieses Systems gilt die Anforderung, dass IVU-Genehmigungen für direkte Emissionen von Treibhausgasen, die in den Bereich dieses Systems fallen, keine Grenzwerte festlegen. Dies stellt sicher, dass zwischen den beiden Instrumenten kein Konflikt erzeugt wird und gilt unbeschadet sämtlicher Erfordernisse, die aus der IVU-Richtlinie im Zusammenhang mit der Energieeffizienz hervorgehen.

Mit der hier beschriebenen Abschätzung in der medienübergreifenden Bewertung ist beabsichtigt, eine Entscheidung darüber herbeizuführen, welche der betrachteten Technikalternativen das höchste Schutzniveau für die Umwelt insgesamt bietet. Das GWP ist ein hilfreicher Parameter, um solch eine Bewertung durchzuführen; es ist nicht zur Entwicklung oder Festsetzung von Grenzwerten für eine IVU Genehmigung geeignet und es sollte keinen Konflikt zwischen einem Handelssystem mit Treibhausgasen und der medienübergreifenden Bewertung geben.

2.5.3 Aquatische Toxizität

Einleitungen in die aquatische Umwelt können einen toxischen Effekt auf die dort lebenden Pflanzen und Tiere ausüben. Die unten beschriebene Methode ermöglicht dem Entscheidungsträger eine Bewertung des gesamten aquatisch-toxischen Effekts der technischen

Optionen und eine anschließende Reihung dieser Optionen anhand des Grads der Umweltgefährdung, die sie auf die aquatische Umwelt ausüben. Die Berechnung zur Bestimmung der aquatischen Toxizität verläuft analog zur Bestimmung des humantoxischen Potenzials eines (technischen) Vorschlags. Das benötigte Wasservolumen um eine Einleitung auf ihren toxischen Schwellenwert zu verdünnen wird anhand der bekannten PNECs (= „Predicted no effect concentrations“ = die Konzentrationen, unterhalb derer kein Effekt vorhergesagt wird) für die freigesetzten Schadstoffe hergeleitet.

2.5.3.1 Berechnung des Potenzials der aquatischen Toxizität einer zu bewertenden Technik

Umfangreiche Arbeiten zur Bewertung der Toxizität von Schadstoffen für die aquatische Umwelt sind bereits durchgeführt worden. Im Ergebnis dieser Arbeiten sind weite Bereiche von Schadstoffen charakterisiert worden. Der toxische Effekt einzelner Schadstoffe kann als PNEC (s.o.) in mg/l eines Schadstoffes ausgedrückt werden. Dies ist derjenige (Schwellen)Wert, bei dem kein toxischer Effekt mehr nachgewiesen werden kann. Durch Division der Menge des freigesetzten Schadstoffes durch seinen PNEC kann der Anwender das theoretische Wasservolumen berechnen, welches für die Verdünnung der Einleitung auf ein Niveau unterhalb des PNEC Schwellenwerts notwendig wäre. Die entsprechenden Wasservolumina für alle Schadstoffe können anschließend unter Verwendung der folgenden Formel addiert werden um das theoretische Volumen zu berechnen, welches für die Verdünnung der Einleitung auf die „vorhergesagte Konzentration, bei der kein Effekt auftritt“, nötig ist.

$$\text{Aquatische Toxizität (m}^3\text{)} = \sum \frac{\text{Menge freigesetzter Schadstoff (Schadstoff kg) } \times 10^3}{\text{PNEC des Schadstoffs (mg/l) } \times 10^{-3}} \times 0.001$$

Dabei gilt:

Aquatische Toxizität ist diejenige Wassermenge (m³), welche nötig ist zur Erreichung einer Konzentration, bei der kein Effekt im Wasser auftritt.

Die **freigesetzte Menge eines Schadstoffs** ist die Menge des in die aquatische Umwelt freigesetzten Schadstoffs in Kilogramm (multipliziert mit 10³ für die Umrechnung in g).

Der **PNEC eines Schadstoffs** ist diejenige Konzentration eines Schadstoffs, bei der kein Effekt vorhergesagt wird in mg/l (s. Anhang 3). Der Faktor 10⁻³ wandelt das Ergebnis in g um.

Der Umrechnungsfaktor 0.001 wandelt Liter in m³ um.

Die PNEC Werte für einen großen Bereich von Schadstoffen sowie die für ihre Herleitung zugrunde liegenden Methoden werden in Anhang 3 aufgeführt.

2.5.3.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Die hier angestellte Berechnung des Wasservolumens, welches für die Verdünnung einer Einleitung auf seinen PNEC nötig wäre, ermöglicht direkte Vergleiche zwischen den zu beurteilenden technischen Alternativen. Anhang 3 führt die PNECs für eine Reihe von Substanzen auf. In Fällen, bei denen solch ein PNEC Wert nicht aufgeführt ist, sollte der Anwender sicherstellen, dass diese Substanzen in dem Bericht deutlich genannt werden, damit sie in der abschließenden Bewertung durch die Entscheidungsträger noch berücksichtigt werden können.

Die oben beschriebene Berechnung nennt das theoretische Wasservolumen, welches für die Verdünnung der Einleitung auf Konzentrationen unterhalb eines PNEC-Wertes nötig ist. Dies

repräsentiert nicht das tatsächliche Volumen oder die Konzentration des verschmutzten Wassers, welches aus einem Produktionsprozess freigesetzt würde. In einer realen Situation würde durch einen Liter Wasser auch mehr als ein Schadstoff aufgenommen werden. Diese Methode ist für die Entscheidung in einem allgemeinen Fall hilfreich aber nicht ausreichend für die Bewertung der Umweltauswirkungen einer einzelnen Anlage. Bei der BVT Festlegung für eine Anlage ist es wahrscheinlich notwendig, eine genauere Untersuchung durchzuführen, welche ein detailliertes Verdünnungsmodell erfordern kann. Zudem kann die Berücksichtigung der synergistischen und der antagonistischen Effekte durch zusammenwirkende Schadstoffe notwendig sein. Bei einzelnen Betriebsgenehmigungen sind Fragestellungen zu berücksichtigen, wie die nach dem Gewässertyp (Fluß, See, Küstengewässer etc.), der vorhandenen Verdünnung, der vorliegenden Schadstoffbelastungen und der anderen Gewässernutzungen (Trinkwasser, Schwimmen, Fischerei etc.)

Diese Methode verläuft analog zur Berechnung des Potenzials der Humantoxizität. In Anhang 3 wird eine kurze Zusammenfassung des Verfahrens zur Ableitung der PNEC-Werte dargestellt, welches dem in der Wasserrahmen-Richtlinie [10, European Commission, 2000] verwendeten Ansatz ähnelt. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments repräsentierte die in Anhang 3 vorgelegte Tabelle die vollständigste Auflistung verfügbarer PNEC-Werte. Dennoch muss bei der Auslegung der Ergebnisse Sorgfalt walten. Bei der Ableitung von PNEC-Werten für einzelne Substanzen kam eine Vielfalt von Techniken zur Anwendung, welche in Abhängigkeit von der Menge und Art der verfügbaren Informationen über die toxischen Effekte der Substanzen verschiedene Sicherheitsfaktoren benutzen. Auch wenn dies ein hilfreicher Ansatz ist, der dem Vorsorgeprinzip genügt, sind die Vertrauensbereiche, die bei der Herleitung der Werte ermittelt wurden, von Fall zu Fall verschieden.

Die Arbeit zur Erstellung der PNEC Werte wird fortgesetzt und die Methoden sind zu der aktuellen Methode verfeinert worden, welche in einem technischen Leitfadendokument (technical guidance document) [46, European Chemicals Bureau, 2003] beschrieben ist. Dieser Leitfaden wurde zur Unterstützung der Richtlinie 93/67/EEC [47, European Commission, 1993] zur Risikobewertung für die Meldung neuer Stoffe, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 [48, European Commission, 1994] zur Risikobewertung für Altstoffe und der Richtlinie 98/8/EG [49, European Commission, 1998] über das Inverkehrbringen von Biozidprodukten angefertigt. Sobald die Untersuchungen durchgeführt sind, werden die vom Europäischen Büro für chemische Stoffe in dieser Prozedur entwickelten Werte die in Anhang 3 aufgeführten Werte ersetzen.

Die (wirkungsbezogene) Bewertung der gesamten Abwässer (Whole effluent assessment) kann bei der Beurteilung der aquatischen Toxizität von Stoffgemischen ein hilfreiches Instrument darstellen. Allerdings muss bei Rückschlüssen von Daten aus bestimmten Abwasserströmen auf ganze Branchen vorsichtig vorgegangen werden.

2.5.4 Versauerung

Die Ablagerung säurebildender Substanzen aus luftgetragenen sauren Gasen hat erwiesenermaßen weitreichende Auswirkungen. Diese Auswirkungen schließen Schäden an Wäldern, Seen und Ökosystemen, Schädigungen der Fischbestände und die Erosion von Gebäuden und historischen Denkmälern ein. Obwohl einige saure Gase natürlichen Ursprungs sind, stammen viele aus anthropogenen Quellen wie dem Verkehr, Industrieprozessen und der Landwirtschaft. Die Bekämpfung der säurebildenden Emissionen hatte in den vergangenen Jahren hohe Priorität und es wurden große Anstrengungen unternommen, um das Wissen über die Mechanismen der Säuredeposition zu verbessern und um Verminderungen industrieller Emissionen von sauren Gasen auszuhandeln.

2.5.4.1 Berechnung des Versauerungspotenzials (einer zu bewertenden Technik)

Die Gase mit dem bedeutendsten versauernden Effekt sind Schwefeldioxid (SO₂), Ammoniak (NH₃) und Stickoxide (NO_x).

„Versauerungspotenziale“ wurden berechnet um eine Darstellung eines jeden Schadstoffs als Schwefeldioxidäquivalent zu ermöglichen [15, Guinée, et al., 2001]. Die Berechnung der freigesetzten Schadstoffmenge multipliziert mit dem Versauerungspotenzial des einzelnen Gases ermöglicht es, den gesamten Versauerungseffekt einer vorgeschlagenen Technik zu bestimmen und ihn als Gesamt-Schwefeldioxidäquivalent darzustellen.

Die für die Bestandsaufnahme in Leitfaden 2 aufgestellten Emissionsmengen werden nach folgender Formel zusammengezählt:

$$\text{Versauerung} = \sum \text{VP}_{(\text{Schadstoff})} \times \text{Menge freigesetzten Schadstoffs}_{(\text{Schadstoff})}$$

Dabei gilt:

Versauerung wird als kg SO₂ Äquivalent dargestellt

VP_(Schadstoff) ist das Versauerungspotenzial eines Schadstoffs (in Schwefeldioxidäquivalent) (siehe Anhang 4)

Menge des freigesetzten Schadstoffs_(Schadstoff) ist die freigesetzte Menge eines Schadstoffs in kg

2.5.4.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Die im Anhang 4 aufgeführten Versauerungspotenziale wurden von [15, Guinée, et al., 2001] abgeleitet und sind Durchschnittswerte, die als repräsentativ für ganz Europa angesehen werden.

Die hinter den Versauerungspotenzialen liegende genauere Modellierung wurde als Teil der „UNECE Konvention zur weiträumigen grenzüberschreitenden Luftverschmutzung“ (UNECE ‘Convention on Long Range Transboundary Air Pollution’³) durchgeführt, welche die Auswirkungen der Versauerung, der Eutrophierung und der bodennahen Ozonbildung bewertet. Landstriche werden in einzelne quadratische Flächen eines Gitternetzes eingeteilt, welche anschließend hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit für Versauerungseffekte bewertet werden. Diese Bewertung fußt auf einer Reihe von Faktoren, wie z.B. der Bodenart, dem Bewuchs, der Pufferkapazität und der Frage, wie dicht diese Fläche an ihrer kritischen Fracht für Säureablagerung angelangt ist. Jede einzelne Fläche hat ein unterschiedliches Versauerungspotenzial für die einzelnen Schadstoffgase.

Es gibt Begrenzungen bei der Anwendung dieser Methode, da nicht für alle Schadstoffe, welche Versauerung verursachen, Versauerungspotenziale aufgeführt sind (z.B. wurden keine Werte für HCl und HF entwickelt). Zudem sind die aufgeführten Versauerungspotenziale zu niedrig veranschlagt, da sie nicht die versauernden Einflüsse außerhalb Europas einbeziehen. Die Auswirkungen saurer Emissionen hängen darüber hinaus davon ab, wo die Emissionen freigesetzt werden, des weiteren von den metrologischen Bedingungen, unter denen sie verteilt werden und von der Empfindlichkeit der Fläche, auf der die Emissionen letztlich niedergehen.

³ Eine Zusammenfassung (auf Engl.) der Bewertungsmethode für das “Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung” der “Vereinte Nationen Wirtschaftskommission für Europa” (UNECE) befindet sich unter <http://www.iiasa.ac.at/~rains/dutch/pollueng.pdf>

Dieser Ansatz ist hilfreich als Indikator für eine Entscheidungsfindung über die beste technische Option für die Umwelt, wenn die geografische Lage der vorgeschlagenen Technik nicht bekannt ist, wie dies bei der BVT Bestimmung für ein BVT-Merkblatt der Fall ist. **Es ist zu beachten, dass sich die Werte für durchschnittliche Versauerungspotenziale nicht für eine Anwendung eignen, bei der die örtliche Lage einer vorgeschlagenen Technik bekannt ist.** Bei der Festlegung von Genehmigungsbedingungen für einzelne Anlagen wird es voraussichtlich erforderlich sein, ein genaueres Ausbreitungsmodell anzuwenden, um die Auswirkungen der Emissionen abzuschätzen. Dies trifft vor allem zu, wenn die örtlichen Umweltqualitätsstandards wegen hoher Hintergrundkonzentrationen ausgelastet sind oder in Gebieten mit empfindlichen Rezeptoren.

2.5.5 Eutrophierung

Eutrophierung (engl. auch “nutrification”) bezeichnet den Prozess der Nährstoffanreicherung, der auftritt, wenn Schadstoffe, die direkt oder indirekt in ein Ökosystem eingebracht werden, als Nährstoffe für photosynthetische Organismen fungieren können. Der Nährstoffanstieg hat zur Folge, dass einige Pflanzenarten übermäßig wachsen, während andere verschwinden. Eutrophierung ist besonders in Küsten- und Binnengewässern ein Problem, wo sich Algenblüten entwickeln und zu einer Sauerstoffzehrung des Wassers führen können und damit Pflanzen, Fische und andere Lebensformen schädigen – diese Algen sind häufig toxisch für Tiere und Menschen. Übermäßige Stickstoffdeposition an Land kann zu einer Erhöhung der Stickstoffkonzentration im Grundwasser führen und das Wasser als Trinkwasser unbrauchbar machen. Eutrophierung verursacht zudem eine Stickstoffauswaschung aus Böden und erhöht dadurch die Versauerung der Oberfläche und des Grundwassers.

2.5.5.1 Berechnung des Eutrophierungspotenzials einer zu bewertenden Technik

Die Verbindungen, welche die Eutrophierung verursachen, enthalten Stickstoff und Phosphor. Im Rahmen der Ökobilanzmethode sind für eine Reihe von Verbindungen Eutrophierungspotenziale zusammengestellt worden. Damit können die Gesamteffekte der Eutrophierung für die alternativen Technikbeispiele berechnet werden.

Der Eutrophierungseffekt kann nach folgender Formel berechnet werden:

$$\text{Eutrophierung} = \sum \text{Eutrophierungspotenzial}_{(\text{Schadstoff})} \times \text{Menge freigesetzten Schadstoffs}_{(\text{Schadstoff})}$$

Dabei gilt:

Eutrophierungspotenzial_(Schadstoff) eines Schadstoffs wird als kg Phosphat Ion Äquivalent PO_4^{3-} ausgedrückt (s. Anhang 5)

Menge freigesetzten Schadstoffs_(Schadstoff) in kg wird der vorher in Leitfaden 2 zusammengestellten Aufstellung entnommen.

Die in Anhang 5 aufgeführten Eutrophierungspotenziale stammen aus [11, Guinée, 2001].

2.5.5.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Die hier vorgestellten Eutrophierungspotenziale stützen sich auf den Beitrag, den ein freigesetzter Schadstoff an der Biomassebildung hat. Dies wird von der durchschnittlichen Zusammensetzung (N/P Verhältnis) von Biomasse abgeleitet.

Die Einschränkungen bei der Anwendung dieser Methode auf eine Anlage sind denen ähnlich, die vorher für die Versauerung beschrieben wurden. Obwohl dieser Ansatz für die Entscheidungsfindung in allgemeinen Fällen hilfreich ist, ist er nicht geeignet für die Einschätzung des Eutrophierungspotenzials von Emissionen durch einzelne Anlagen in ihrer direkten Umgebung. Er vernachlässigt die örtliche Ausbreitungscharakteristik, das Verhalten des Schadstoffs nach der Freisetzung, die Eigenart der betroffenen Umwelt und die Empfindlichkeit der örtlichen Umwelt auf den einzelnen freigesetzten Schadstoff.

Diese Methode stützt sich auf den Ansatz, der für Ökobilanzen verwendet wird. Es gibt Bedenken gegenüber der gemeinsamen Aufrechnung von Emissionen in Luft, Wasser und Boden (d.h. Umwelteffekte in verschiedenen Umweltmedien) dergestalt, dass die wissenschaftliche Gültigkeit dafür zweifelhaft ist. Dennoch ermöglicht der Ansatz eine schnelle und einfache Einschätzung der Eutrophierungspotenziale der durchzuführenden technischen Optionen. Anwender sollten damit vorsichtig umgehen und wenn die Ergebnisse nicht eindeutig sind, könnte es erforderlich sein die Schadstoffschicksale genauer zu gliedern (und die Emissionen in Luft/Wasser/Boden zu unterteilen)

Voraussichtlich ist bei der Festsetzung von Genehmigungsbedingungen für einzelne Anlagen eine genaue Ausbreitungsmodellierung für einzelne Schadstoffe (Luft/Wasser/Boden) erforderlich.

2.5.6 Zerstörung der Ozonschicht

Die Ozonschicht ist diejenige Schicht in der Stratosphäre, mit deren Hilfe Tiere und Pflanzen vor den UV-Strahlen der Sonne geschützt werden. Bei dem Effekt der Ozonschichtzerstörung wird die Ozonschicht durch chemische Reaktionen mit schädigenden Gasen, die aus menschlichen Aktivitäten freigesetzt werden, aufgelöst. Die schädigenden Gase sind u.a. Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffe, Halone und weitere Gase, die bei IVU-Prozessen freigesetzt werden können. Die Zerstörung der Ozonschicht kann Pflanzenschädigungen sowie Gesundheitsauswirkungen wie grauen Star und Hautkrebs sowohl bei Menschen als auch bei Tieren verursachen.

Um die Ozonschichtzerstörung zu vermindern besteht die Strategie, die Emissionen von schädigenden Gasen, welche die Ozonzerstörung hervorrufen, zu verringern.

2.5.6.1 Berechnung des Ozonschicht schädigenden Potenzials (einer zu bewertenden Technik)

Die relativen Zerstörungswirkungen auf stratosphärisches Ozon sind für einen großen Bereich von Gasen abgeschätzt worden um die Strategie zur Emissionsminderung von Schadstoffgasen voran zu bringen. Die Ergebnisse der durchgeführten Forschungsarbeiten sind vom "World Meteorological Office" zusammengetragen worden [3, World Meteorological Office, 1998]. Das Montreal Protokoll von 1987 zu Ozonschicht schädigenden Substanzen [31, United Nations Environment Programme, 1987] führt Multiplikationsfaktoren auf, mit dem eine Reihe von Gasen mit ihrem jeweiligen „Ozonschicht schädigenden Potenzial“ multipliziert werden und als CFC-11 Äquivalent ausgedrückt werden können.

Die Ozonschicht schädigenden Potenziale mehrerer Gase können anschließend zusammengerechnet und nach folgender Formel als Ozonschicht schädigendes Potenzial ausgedrückt werden:

$$\text{Ozonschichtzerstörung} = \sum \text{Ozonschicht schädigendes Potenzial(Schadstoff)} \times \text{Menge freigesetzten Schadstoffs(Schadstoff)}$$

Dabei gilt:

Ozonschichtzerstörung ist die Summe der Ozonschicht schädigenden Potenziale durch eine zu bewertende Technik in kg CFC-11 Äquivalente

Ozonschicht schädigende Potenziale sind in Anhang 6 aufgeführt.

Menge eines freigesetzten Schadstoffs_(Schadstoff) ist die Menge eines Schadstoffs in kg

2.5.6.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Die Auswirkung auf die Ozonschicht und die hinter den Ozonschicht schädigenden Potenzialen liegende Theorie ist relativ gut untersucht und international akzeptiert. Ozonschichtzerstörung ist kein Problem mit örtlich begrenzten Effekten und, obwohl die Emissionsminimierung der Chemikalien, welche dieses Problem verursachen, in einer Genehmigung hohe Priorität behält, wird dieser Fragestellung voraussichtlich nicht näher als in dieser Methode nachgegangen.

2.5.7 Photooxidantienbildungspotenzial

Ozon in niedrigeren Höhenlagen, so genanntes troposphärisches Ozon oder bodennahes Ozon, ist ein Schadstoff. Es wird durch eine komplizierte Abfolge von chemischen Reaktionen, ausgelöst durch das Sonnenlicht, gebildet, wobei Stickstoffoxide (NO_x, dabei ist NO_x = NO + NO₂) mit flüchtigen organischen Verbindungen (= volatile organic compounds (VOCs)) reagieren und Ozon bilden. Diese Reaktionen erfolgen nicht augenblicklich, sondern, abhängig von der Verbindung, über Stunden oder sogar Tage. Das so erzeugte Ozon kann mehrere Tage erhalten bleiben.

Folglich kann das an einem bestimmten Standort gemessene Ozon von VOC- und NO_x-Emissionen verursacht worden sein, die mehrere hundert oder sogar tausend Kilometer entfernt entstanden sind und kann über ähnliche Entfernungen weiterziehen. Daher treten Höchstkonzentrationen in der Regel in Windrichtung von den Emissionsquellen der Vorläufersubstanzen auf. In städtischen Gebieten, in denen hohe Konzentrationen der Verkehrsabgase auftreten können, kann Stickoxid (NO) aus Auspuffabgasen mit Ozon zu Stickstoffdioxid (NO₂) reagieren und dabei die bodennahen Ozonkonzentrationen verringern. Dagegen wird in Gebieten in Windrichtung mehr Ozon gebildet und die Konzentrationen sind dort höher, da Luftbewegungen die Primärschadstoffe weitertragen [7, European Commission, 1999].

Troposphärisches Ozon kann Gesundheitsschäden beim Menschen, wie beispielsweise Atemnöte bei empfindlichen Personen, Pflanzenschäden und Materialkorrosion verursachen. Die Maßnahme zur Eindämmung der Konzentration bodennahen Ozons ist die Reduzierung der aus industriellen Prozessen freigesetzten Mengen an NO_x und VOCs.

2.5.7.1 Berechnung des Photooxidantienbildungspotenzials einer zu bewertenden Technik

Das Ozonbildungspotenzial einzelner VOCs hängt von ihrer Struktur und Reaktionsfähigkeit ab. Um den Gesamteffekt der freigesetzten VOCs zu berechnen hat das Übereinkommen zum UN-ECE Protokoll zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon das

Konzept der Anwendung des Photooxidantienbildungspotenzials (= photochemical ozone creation potentials, POCPs) vorgeschlagen.

Die Anwendung von POCPs ermöglicht es eine Reihe von VOCs als Ethylen Äquivalente auszudrücken und nach folgender Formel zu summieren:

$$\text{POCP}_{(\text{total})} = \sum \text{POCP}_{(\text{Schadstoff})} \times \text{Menge freigesetzten Schadstoffs}_{(\text{Schadstoff})}$$

Dabei gilt:

POCP_(total) ist das Photooxidantienbildungspotenzial ausgedrückt als kg Ethylen Äquivalente

POCP_(Schadstoff) ist das Photooxidantienbildungspotenzial eines einzelnen Schadstoffs

Menge freigesetzten Schadstoffs ist die Menge eines freigesetzten Schadstoffs mit einem Photooxidantienbildungspotenzial in kg (entsprechend der Bestandsaufnahme in Leitfaden 2).

POCPs sind für eine Reihe von VOCs und andere Substanzen entwickelt worden. Sie werden in Anhang 7 aufgeführt.

2.5.7.2 Besonders zu berücksichtigende Fragestellungen

Die bei der photochemischen Ozonbildung beteiligten Reaktionen sind komplex und es ist schwierig, sie genau zu modellieren, weil sie eine Wechselwirkung zwischen einer Reihe von Chemikalien, der Sonnenstrahlung und meteorologischen Bedingungen mit sich bringen. Es herrscht beträchtliche Unsicherheit über einzelne POCP-Werte und eine Prognose über die zu erwartenden Konzentrationen gebildeten Ozons sind schwierig. Dennoch ist der hier dargestellte Ansatz eine hilfreiche Technik für den Vergleich der Auswirkungen von alternativ vorgeschlagenen Techniken.

Zudem sind die Anforderungen der Richtlinie 1999/13/EG über die Begrenzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen, die bei bestimmten Tätigkeiten und in bestimmten Anlagen bei der Verwendung organischer Lösungsmittel entstehen und welche Grenzwerte für die Verminderung von VOC Emissionen festlegt [44, European Commission, 1999], zu berücksichtigen.

2.6 Leitfaden 4 – Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten

Wenn sich aus den Bewertungen, die mit den vorhergehenden Leitfäden durchgeführt wurden, eindeutige Schlussfolgerungen ergeben, kann - unter der Voraussetzung, dass eine Sensitivitätsanalyse der Hauptannahmen durchgeführt wurde - eine Empfehlung ausgesprochen werden mit einer Begründung, die sich auf die Ergebnisse der Bewertungen stützt. Wenn aufgrund offenbar gegenläufiger medienübergreifender Effekte keine eindeutigen Schlussfolgerungen erzielt wurden, kann es erforderlich sein, die Ergebnisse transparent darzustellen, damit die Entscheidungsträger die jeweiligen Vorzüge der zu beurteilenden technischen Alternativen einschätzen können.

Für den Vergleich der Optionen und der bislang erzielten Ergebnisse und Bewertungen werden unten drei mögliche Ansätze aufgeführt. Die Ansätze können einzeln oder zusammen angewandt werden:

- Der erste Ansatz ist ein vereinfachender Ansatz, bei dem die vorher berechneten Ergebnisse der einzelnen Umweltkategorien verglichen werden

- Der zweite Ansatz ist komplexer und ermöglicht eine Gegenüberstellung der zuvor errechneten Effekte mit den europäischen Gesamtkennzahlen für die Umweltkategorien
- Der dritte Ansatz ermöglicht die Gegenüberstellung einzelner Schadstoffe mit dem europäischen Schadstoffemissionsverzeichnis (EPER).

Die zuvor beschriebenen Leitfäden sind insofern hilfreich, als dass sie die Informationen transparent darstellen, damit der Entscheidungsträger die Alternativen auf gerechte Weise vergleichen kann. In diesem Stadium muss die Genauigkeit der Daten nachgefragt und eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, welche sich auf die Genauigkeit der verwendeten Faktoren beziehen kann. An dieser Stelle kann es auch erforderlich sein, relative Prioritäten zu berücksichtigen, die den Umweltkategorien oder auch einzelnen Schadstoffen zugeordnet werden können. Die Methode kann diese Entscheidung nicht übernehmen. Sie ist lediglich ein Hilfsmittel, welches dem Anwender die Darstellung der kritischen Fragestellungen ermöglicht, damit der Entscheidungsträger die Alternativen angemessen abwägen kann.

Keine der unten aufgeführten Methoden ist vollkommen und für die abschließende Bewertung wird ein Expertenurteil erforderlich sein. Fragestellungen, die (insbesondere für die ortsgebundene Situation [18, UK Environment Agencies, 2002],) [62, Federal Environmental Agency Germany, 1999] wichtig sein können, umfassen u.a.:

- Den Beitrag an einem umweltbezogenen Schwellenwert: wenn der prozessbedingte Beitrag einer Substanz im Vergleich zu ihrem Schwellenwert sehr gering ist, wird dies im Entscheidungsfindungsprozess weniger bedeutsam sein als bei einem hohen Beitrag,
- Umweltqualität: Für Umweltaspekte, bei denen die bestehende Umweltqualität gering ist, kann (vor allem in einer ortsbezogenen Situation) bei der Beurteilung der vergleichenden Umweltleistung größere Bedeutung auf die Reduzierung des Beitrags eines Prozesses zu diesen Umweltaspekten gelegt werden,
- Das Vorhandensein empfindlicher Rezeptoren: Von größerer Bedeutung kann die räumliche Nähe von Rezeptoren oder Lebensräumen sein, die gegenüber einer Substanz oder seiner Auswirkungen besonders empfindlich sind,
- Die Art der Effekte: Lang anhaltende, irreversible Effekte können als schlimmer angesehen werden als kurzfristige, reversible,
- Hochgradig langlebige, bioakkumulierende, toxische und Krebs erzeugende Substanzen, welche aufgrund ihres Potenzials zu weiträumigen und grenzüberschreitenden Effekten als prioritär gelten.

2.6.1 Einfacher Vergleich zwischen den Umweltkategorien

Unter Verwendung der im Leitfaden 3 berechneten Werte kann ein einfacher Vergleich durchgeführt werden um zu erkennen, welche der Alternativen in jeder der Umweltkategorien zu den besten Ergebnissen kommt. Dies ist eine schnelle und einfache Bewertung, aber sie gibt keinerlei Hinweis auf die Größenordnung der Unterschiede zwischen den einzelnen Alternativen; daher muss noch erörtert werden, wie bedeutsam die Unterschiede zwischen den Alternativen sind. Wie bereits erwähnt, erhöht eine Sensitivitätsanalyse der Faktoren für die einzelnen Komponenten die Objektivität der Bewertung der Alternativen.

2.6.2 Normalisierung auf Europäische Gesamt-Kennzahlen

Die Auswirkungen der alternativen Technikooptionen können auf einen allgemeinen Referenzwert bezogen werden. Die allgemeine Referenz kann in dem Beitrag bestehen, den die Alternative an einer spezifischen europäischen Gesamtfracht ausmacht (z.B. den Beitrag, den die Alternative bezogen auf die europäische Gesamtfracht an Kohlendioxid-Emissionen von 4.7×10^{12} kg CO₂ Äquivalenten ausmacht). Dies kann zur Einschätzung der Bedeutung verschiedener Umweltauswirkungen der technischen Alternativen verwendet werden. (Dies ist analog zum Schritt der "Beitragsanalyse" im Rahmen der Ökobilanz)

Die größte Schwierigkeit bei dieser Prozedur besteht darin, den allgemeinen Referenzpunkt, auf den bezogen wird, zu bestimmen. Mehrere Arbeiten sind zur Erstellung allgemeingültiger Referenzen für europäische Gesamtfrachten durchgeführt worden. Die nachfolgende Tabelle 2.2 führt jene auf, welche für die Kategorien der medienübergreifenden Methode hergeleitet wurden.

Umweltkategorie	Einheiten	Europäische Gesamtfracht (1994/1995)
Energie ¹	MJ/Jahr	6.1×10^{13}
Abfall ¹	kg/Jahr	5.4×10^{11}
Humantoxizität		Nicht verfügbar
Globale Erwärmung (100 Jahre Zeithorizont) ²	kg CO ₂ Äquivalente/Jahr	4.7×10^{12}
Aquatische Toxizität		Nicht verfügbar
Versauerung ²	kg SO ₂ Äquivalente/Jahr	2.7×10^{10}
Eutrophierung ²	kg PO ₄ ³⁻ Äquivalente/Jahr	1.3×10^{10}
Ozonschichtzerstörung (unendlicher Zeithorizont) ²	kg CFC-11 Äquivalente/Jahr	8.3×10^7
Photochemisches Ozonbildungspotenzial ²	kg Ethylen Äquivalente/Jahr	8.2×10^9

¹ Basierend auf [9, Blonk TJ et al, 1997] – Abfälle sollten vorzugsweise in gefährliche, nicht gefährliche und inerte aufgeteilt werden, falls Daten vorhanden sind.
² Basierend auf [8, Huijbregts, et al., 2001]

Tabelle 2.2: Europäische Gesamtfrachten

Anwender sollten sorgfältig bei der Nutzung dieser Methode vorgehen. Die Europäischen Gesamtkennzahlen bergen bedeutende Unsicherheiten, weshalb Schlussfolgerungen daraus mit Vorsicht zu ziehen sind. Es wird daher empfohlen, nur Unterschiede in Größenordnungen zu berücksichtigen.

2.6.3 Normalisierung anhand der EPER Daten

Bekannte Emissionsdaten verschiedener Schadstoffe, die mit der Anwendung der verschiedenen Techniken verbunden sind, können zum Zwecke dieser Methode mit den Gesamtemissionen aus IVU-Anlagen innerhalb Europas gemäß der Berichte für das Europäische Schadstoffemissionsregister (=European pollution emissions register = EPER⁴) verglichen werden. Der Vergleich kann entweder anhand der zusammengefassten Zahlen für alle IVU-Anlagen oder passender Weise anhand der aggregierten Zahlen für den fraglichen spezifischen IVU-Sektor durchgeführt werden. Er kann mit EU-weiten oder länderweiten Daten durchgeführt werden. Das folgende einfache Beispiel kann als Erläuterung dazu dienen wie Emissionen normiert werden könnten.

Angenommen, eine Technik führe zu Methanemissionen in die Luft, die 0,01 % der gesamten Methanemissionen in die Luft in diesem Sektor (EU-weit) entsprechen und zu einer Einleitung von Phenol ins Wasser, welche 1 % der gesamten Phenoleinleitungen ins Wasser in diesem

⁴ Am 17 Juli 2000, hat die Kommission die Richtlinie 2000/479/EG zur Einrichtung eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) gemäß Artikel 15(3) der IVU Richtlinie beschlossen.

Das EPER verfügt über Informationen über die Emissionen von 50 Schadstoffen und Schadstoffgruppen oberhalb bestimmter festgelegter Schwellenwerte aus Industrieanlagen, die unter die IVU Richtlinie fallen. Die Mitgliedsstaaten sind erstmalig im Juni 2003 zur Berichterstattung über jährliche Gesamtemissionen für 2001 (alternativ 2000 oder 2002) an die Kommission verpflichtet. Zur weiteren Information über Schadstoffe, die unter das EPER fallen, siehe Kommissionsentscheidung 2000/479/EG (http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/lif/reg/en_register_151020.html).

Die Kommission macht, unterstützt von der Europäischen Umweltagentur, die Daten im EPER Register öffentlich verfügbar über die Verbreitung der berichteten Daten im Internet einschließlich der Offenlegung Anlagen spezifischer Informationen über bedeutende Schadstoffquellen sowie verschiedener aggregierter Zahlen. (<http://www.eper.cec.eu.int>),

Sektor (EU-weit) entspricht. Eine zweite Technik verursache dagegen Methanemissionen, die 0,1 % der gesamten Methanemissionen in die Luft und Phenoleinleitungen ins Wasser, die 0,001 % der gesamten Phenolemissionen ins Wasser in diesem Sektor (EU-weit) entsprechen. Verglichen mit der ersten Technik verursacht die zweite 10-mal höhere relative Methanemissionen in die Luft aber 1000-mal geringere relative Phenolemissionen ins Wasser.

Bei der Verwendung von EPER Daten sollte bedacht werden, dass die Daten zwangsläufig nicht zu 100 % genau sind und das gleiche Unsicherheitsniveau wie die europäischen Gesamtfrachten mit sich bringen. Es wird daher empfohlen, nur Unterschiede in Größenordnungen zu berücksichtigen.

2.6.4 Kurzprüfung der Umwelteffekte auf lokaler Ebene

Artikel 9 (4) und Präambel 18 der Richtlinie sehen vor, dass es die Aufgabe der Mitgliedsstaaten ist, über die Art der Berücksichtigung örtlicher Umweltbedingungen zu entscheiden. Artikel 3 der Richtlinie verlangt, dass Anlagen so betrieben werden, dass keine erheblichen Umweltverschmutzungen verursacht werden. Die Bestimmung der BVT auf Sektorebene kann die örtlichen Fragestellungen nicht im Einzelnen berücksichtigen. Dieser Abschnitt beschreibt eine Möglichkeit, wie örtliche Bedeutsamkeit bestimmt werden kann. Innerhalb Europas gibt es bedeutsame Unterschiede hinsichtlich der aufnehmenden Umgebungen, der örtlichen Schadstoffkonzentrationen in der Umwelt und der Umweltprioritäten. Für alle einzelnen Industrieprozesse kann die Einschätzung der wahrscheinlichen Umweltauswirkungen durch einen (technischen) Vorschlag eine genaue Modellierung der Ausbreitung und Verteilung erfordern. Die unten dargestellten Ausbreitungsfaktoren können als schnelles Prüfinstrument benutzt werden um zu beurteilen, welche Schadstoffe in einer lokalen Situation ausführlicher modelliert werden müssten. Unterschiedliche Techniken können, je nach den Verfahren und Umweltstandards, die einzelne Mitgliedsstaaten anwenden, gleichermaßen geeignet sein.

Die nachfolgenden Verdünnungsfaktoren wurden erwogen um ausreichenden Umweltschutz in mehreren Fällen zu bieten [18, UK Environment Agencies, 2002] [45, Goetz, et al., 2001]. Dennoch können lokale Situationen vorliegen, in denen Umweltqualitätsstandards für einen Schadstoff bereits überschritten sind oder in denen die Belastungen dicht am Schwellenwert liegen. In solchen Fällen kann eine genaue Bewertung dieses Schadstoffs angemessen sein, um die wahrscheinlichen Auswirkungen einzuschätzen. Es können auch Fälle eintreten, in denen es erforderlich ist die Ausbreitung und die Auswirkungen von weiträumigen Emissionen zu betrachten. Auch kann das Abwasser eines IVU-Prozesses vor der Einleitung in ein Gewässer einer Abwasserbehandlungsanlage zugeführt werden; in diesem Fall ist die mutmaßliche Auswirkung des endgültigen Abwassers auf das Gewässer zu betrachten. Während sich dieser Abschnitt auf die Emissionen in die Luft und ins Wasser richtet, können für die lokale Ebene auch andere Themen wie Geruch und Lärm wichtig sein. Letztlich müssen die Entscheidungen darüber, welcher Ansatz zu nutzen ist und ob eine ausführliche Modellierung angemessen ist, auf lokaler Ebene getroffen werden.

Schnellprüfung der lokalen Umweltauswirkungen

Die folgende Methode kann als einfache Richtschnur genutzt werden, um die Umweltauswirkungen auf ihre Bedeutung für die lokale Ebene zu überprüfen:

$$\text{Umgebungskonzentration} = \frac{\text{Emissionskonzentration (mg/m}^3 \text{ oder mg/l)}}{\text{Verdünnungsfaktor}}$$

Bei Fehlen tatsächlicher typischer Daten, können für solche Schnellprüfungen Standardverdünnungsfaktoren eingesetzt werden:

- **Für Abwässer ins Gewässer ein Verdünnungsfaktor von 1000**
- **Für Emissionen in die Luft ein Verdünnungsfaktor von 100000 (bezogen auf die Emission aus einem Schornstein, z.B. von einer Verbrennungsanlage)**

Die daraus resultierende Umgebungskonzentration kann anschließend mit dem geltenden Umweltqualitätsstandard oder einem vergleichbaren Schwellenwert verglichen werden.

Wenn die Emissionen (bzw. Einleitungen) nicht zu einer Umgebungskonzentration führen, die mehr als 1 % des geltenden Umweltqualitätsstandards (oder eines vergleichbaren Standards) ausmacht, wird diese Emission mitunter als unbedeutend angesehen (s. Text oberhalb des Kastens).

2.7 Schlussfolgerungen aus den Betrachtungen der medienübergreifenden Effekte

Die oben aufgeführten Methoden erlauben es, Vergleiche zwischen verschiedenen technischen Alternativen durchzuführen. Die Leitfäden wurden entwickelt, um die Untersuchung möglichst transparent zu gestalten. Es war notwendig, die Methoden zu vereinfachen, um eine effiziente Untersuchung zu ermöglichen. Es wurde daher zwischen der Komplexität der Untersuchung und dem erforderlichen Aufwand für die Anwendung abgewogen. Anwender sollten dies beachten und gewährleisten, dass die abschließende Entscheidung nicht durch diese Vereinfachungen verzerrt wird.

Die Leitfäden für medienübergreifende Aspekte sollten mit Bedacht angewandt werden; Einschränkungen der Methode sind im Text hervorgehoben. Von besonderer Bedeutung ist die Wahl der Multiplikationsfaktoren, da diese die Ergebnisse deutlich beeinflussen können. Das Vertrauen in die erzielten Ergebnisse vermindert sich bei der Verwendung von Multiplikationsfaktoren und der Aggregation von verschiedenen Schadstoffen. Bedenken gegenüber der Ableitung von Multiplikationsfaktoren wurden ebenso im Text ausgewiesen. Da jeder Schritt weitere Unsicherheiten mit sich bringt, wachsen die Fehlerbereiche um die Ergebnisse an.

Obwohl die hier beschriebene medienübergreifende Bewertung umfassend ist, ist sie weder erschöpfend noch ausschließlich zu verwenden, da es noch weitere zusätzliche Faktoren geben kann, die in einzelnen Fällen bedeutend sein können. Es können beispielsweise von einem Prozess Schadstoffe freigesetzt werden, die von den hier beschriebenen Umweltkategorien nicht erfasst sind. Es kann weitere Schadstoffe geben, die zwar einen Effekt in einer Umweltkategorie ausüben, für die jedoch kein Multiplikationsfaktor entwickelt wurde. Die IVU-Richtlinie verlangt die Berücksichtigung von Fragestellungen, die in dieser Bewertung nicht einbezogen werden konnten, wie z.B. Lärm, Erschütterung, Geruch, Gefahren für die Umwelt etc. Der Anwender sollte umsichtig sein und sicherstellen, dass alle weiteren wichtigen Umwelteffekte, die bei der Anwendung einer vorgeschlagenen Technik auftreten können, in der Bewertung berücksichtigt werden.

Alle nicht vollständig berücksichtigten Fragestellungen sowie jegliche Bedenken gegenüber der Stichhaltigkeit von Daten müssen sowohl für die Anwender der medienübergreifenden Methode als auch für die Entscheidungsträger nachvollziehbar sein. Für die Auswertung der Untersuchungsergebnisse und bei der Bestimmung der aus Umweltsicht bevorzugten Option werden Expertenurteile erforderlich sein. Der Anwender muss darüber hinaus sicherstellen, dass Transparenz über die gesamte Bewertung und die Entscheidungsfindung aufrechterhalten wird.

3 METHODENTEIL ZUR KOSTENBERECHNUNG

Nachdem eine Rangfolge der verschiedenen technischen Alternativen unter Umweltgesichtspunkten erstellt wurde, wird normalerweise die Option mit den insgesamt niedrigsten Umweltauswirkungen als BVT bezeichnet, es sei denn, ökonomische Abwägungen zeigen, dass sie nicht verfügbar ist [18, UK Environment Agencies, 2002]. Nach der medienübergreifenden Bewertung der alternativen Techniken kann es notwendig sein, die Kosten von Maßnahmen zu vergleichen. Damit die Alternativen konsistent behandelt werden, ist es wichtig, dass die Kosten, die von unterschiedlichen Quellen abgeleitet sein können, in gleicher Weise erfasst und behandelt werden. Die unten dargelegten Regeln sind als Rahmen für eine transparente Erfassung, Anlastung und Bearbeitung von Kosten hilfreich, damit ein angemessener Vergleich erfolgen kann.

Bei der Verwendung von Kostendaten sollte man berücksichtigen, dass Buchhaltungsrichtlinien in Europa und zwischen Unternehmen unterschiedlich sein können. Als Folge davon kann es sehr schwierig sein, angemessene Kostenvergleiche für Anlagen zu erstellen, besonders wenn die Kosten von unterschiedlichen Quellen abgeleitet oder in unterschiedlicher Weise behandelt wurden. Die unten beschriebene Methodik basiert auf der Arbeit der IPPC „TWG on economics and cross-media effects“ und ist dargestellt im Dokument „Costing Methodology for BAT Purposes“ [4, Vercaemst, 2001]. Grundlage hierfür war die Anleitung der Europäischen Umweltagentur – “Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures” [6, European Environment Agency, 1999] und auf der VDI-Richtlinie 3800 [36, VDI, 2000].

Die Kostenmethodik gibt einen Rahmen, der es ermöglicht, die Kostendaten für Errichtung, Betrieb und Wartung eines Prozesses oder einer Technik zu erfassen und zu verarbeiten. Unter einer derart konsistenten Vorgehensweise können Alternativen auch dann verglichen werden, wenn die Daten von unterschiedlichen Firmen, Industrien, Regionen oder unterschiedlichen Ländern stammen. Die einzelnen Schritte dieses Kapitel werden in Abbildung 3.1 unten schematisch gezeigt.



Abbildung 3.1: Schritte der Kostenbewertungsmethode

Dieses Kapitel umfasst folgende Schritte:

1. Leitfaden 5 - Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen: Der Leitfaden ist analog zum Leitfaden 1 im medienübergreifenden Methodenteil aufgebaut.
2. Leitfaden 6 - Erfassung und Validierung von Kostendaten: Der Leitfaden führt den Nutzer durch die notwendigen Schritte, um Kostendaten zu erfassen, zu validieren und mögliche Unsicherheiten der Daten zu behandeln.
3. Leitfaden 7 – Definition der Kostenarten: Es wird ein Rahmen für die in der Bewertung zu berücksichtigenden oder auszuschließenden Kostenarten festgelegt. Bei der Bewertung von Ergebnissen ist es für den Entscheidungsträger nützlich zu verstehen, wie die Kosten berechnet werden und ob es sich dabei um Kosten zur Errichtung der Anlage handelt oder um Betriebs- oder Instandhaltungskosten. Der Leitfaden fordert, dass die Kosten so transparent wie möglich dargestellt werden.
4. Leitfaden 8 - Aufbereitung und Darstellung der Kosten: Dargelegt werden die Verfahren für Verarbeitung und Darstellung der Kosten. Es ist notwendig, Zinssätze, Diskontierungssätze, die ökonomische Nutzungsdauer der Anlage und den möglichen Restwert zu berücksichtigen. Nach Möglichkeit sollten die Kosten als Jahreskosten dargestellt werden; die Berechnungen und die erforderlichen Berechnungsgrundlagen hierzu werden in Abschnitt 3.4 erklärt.
5. Leitfaden 9 - Anlastung der Kosten zum Umweltschutz. Dargelegt wird, wie Umweltschutzkosten von anderen Kostenarten, z. B. für Prozessverbesserungen oder Prozesswirkungsgrade unterschieden werden können.

Ziel dieser Methodik ist es, die Bewertung so transparent wie möglich zu gestalten. Die Kosten sollen zu einem hinreichenden Detaillierungsgrad aufgeschlüsselt werden, der zeigt, welche Kosten der Investition und welche Betrieb und Wartung zugeschrieben werden. Diese Methode gibt dem Nutzer die Möglichkeit, Zins- und Diskontsätze so festzulegen, dass sie am besten zu dem betrachteten Fall passen. Die Wahl bestimmter Zins- und Diskontierungssätze muss jedoch begründet werden und die entsprechenden Sätze müssen für alle Alternativen in der gleichen Weise angewendet werden, damit sie gerecht verglichen werden können. Die Leitfäden sollen sowohl dem Nutzer wie dem Entscheidungsträger ermöglichen, die Alternativen auf transparente und gerechte Weise zu vergleichen. In der Praxis sind Kostendaten häufig geschätzt und nur selten so detailliert vorhanden, dass jährliche Änderungen der Kosten von Jahr zu Jahr hinreichend genau bestimmt werden könnten.

3.1 Leitfaden 5 - Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen

Der Untersuchungsrahmen und die Ansätze zur Identifizierung der technischen Alternativen entsprechen dem, was in Leitfaden 1 für die medienübergreifende Betrachtung dargestellt wird. In vielen Fällen genügen die Beschreibungen, die für Leitfaden 1 abgeleitet wurden. Es ist aber wahrscheinlich, dass nun weitere Informationen zur Ergänzung dieser Beschreibungen verfügbar sind. Aspekte wie die technischen Eigenschaften der Alternativen, einschließlich die (erwartete) technische und ökonomische Nutzungsdauer der Anlage und Betriebsdaten, wie Energieverbrauch, Verbrauch von Reagenzien, Wartung, Wasserverbrauch etc. können bereits vorliegen.

An diesem Punkt sollte es auch möglich sein, den sich durch Anwendung dieser Technik ergebenden Umweltnutzen zu beschreiben. Es ist nützlich, den Umweltnutzen im Vergleich mit einer Ausgangssituation oder als erwartete Wirksamkeit der Technik darzustellen. Die Wirksamkeit wird dabei häufig als Prozentsatz ausgedrückt, wie beispielsweise „die

Verminderung organischer Emissionen um über 95% durch eine Nachverbrennung“. Diese Vorgehensweise ist jedoch nicht immer nützlich, da sie nicht die unverminderten Emissionen beschreibt. Daher ist es besser, die Wirksamkeit wie folgt darzustellen:

1. Als Rohgasemission oder als Emissionsfaktor der Anlage zusammen mit dem Abscheidegrad der Technik; z. B. „für einen Prozess, der über 1000 mg Lösungsmittel pro m³ Abgas emittiert muss eine Nachverbrennung einen Wirkungsgrad der Lösemittelzerstörung von mindestens 95% haben“.

Und/Oder

2. Als Leistungsdaten (Emissionen oder Emissionsfaktoren) für die Anlage nach Durchführung der Maßnahme, z. B. „für einen Lösemittel emittierenden Prozess mit Nachverbrennung beträgt die Emission normalerweise 10 mg Lösemittel pro m³ Abluft oder weniger“.

Der erste Ansatz ermöglicht sowohl die Schätzung der Emissionsminderung als auch der Restemission, während der zweite Ansatz nur Informationen zur Restemissionen gibt. Die Beschreibung sollte nicht mehrdeutig sein, da sie die Grundlage für die Erfassung der Kostendaten bildet. Es ist notwendig, so spezifisch wie möglich zu sein, besonders wenn es darum geht, die Technik und ihren Umweltnutzen zu beschreiben.

3.2 Leitfaden 6 - Erfassung und Validierung der Kostendaten

Es gibt viele Datenquellen für Kostendaten, wobei Anwendbarkeit, Aktualität und Validität der Daten sich in Abhängigkeit von der Quelle unterscheiden können. Sowohl der Nutzer wie der Entscheidungsträger sollten über Aspekte im Klaren sein, die sich auf die Validität der Daten auswirken können, weil sie Auswirkungen auf Schlussfolgerungen haben können, die aus der Bewertung gezogen werden und folglich die abschließende Entscheidung beeinflussen können. Zweck von Leitfaden 6 ist die Identifizierung der Quellen der verwendeten Daten, um klarzustellen, worauf sich die Daten beziehen und zu empfehlen, wie mit möglichen Unsicherheiten in den Daten umzugehen ist.

Daten werden ursprünglich immer für einen spezifischen Zweck erhoben und beinhalten folglich subjektive Elemente, was zu bedenken ist, wenn man Daten für einen anderen als den ursprünglichen Zweck verwendet. Es können auch unterschiedliche Buchhaltungsregeln und Berichtsformate zu Grunde liegen, die von unterschiedlichen Firmen in unterschiedlichen Ländern genutzt wurden. Die Daten können auch kommerzieller Vertraulichkeit unterliegen, die mit großer Vorsicht behandelt werden muss. Die Behandlung vertraulicher Informationen macht es schwieriger, die Bewertung zu überprüfen. Alle diese Aspekte können Schwierigkeiten verursachen, wenn der Nutzer oder der Entscheidungsträger versucht, die Daten zu validieren oder sinnvolle Vergleiche zu machen.

Immer wenn in diesem Abschnitt Bezug auf Kosten genommen wird, sollte bedacht werden, dass Kosteneinsparungen berücksichtigt werden müssen.

3.2.1 Quellen für Kostenangaben

Kostendaten können von einer Vielzahl von Quellen stammen. Unabhängig von der Quelle sollte der Datennutzer kritisch hinsichtlich der Validität der Daten sein. Kosten können entweder über- oder unterschätzt sein [12, Pickman, 1998]. Die Daten haben auch nur eine gewisse „Haltbarkeit“, da Kosten und Preise sich im Laufe der Zeit verändern können. Zum Beispiel kann sich der Preis einer Technik durch Inflation erhöhen oder er kann fallen wenn sich die Technologie von der Entwicklungsphase zur Serienreife entwickelt. Mögliche Quellen für Kostendaten sind vor allem:

- Industrie, z.B. Konstruktionspläne, Dokumentationen industrieller Projekte, Genehmigungsanträge

- Technologielieferanten, z.B. Kataloge, Angebote
- Behörden, z.B. Genehmigungsverfahren (für eine neue oder aktualisierte Genehmigung)
- Beratungsfirmen
- Forschungsgruppen, z. B. Demonstrationsprogramme
- Publikationen, z. B. Berichte, Fachzeitschriften, Internetseiten, Konferenzberichte
- Kostenschätzungen für vergleichbare Projekte in anderen Industriezweigen oder Sektoren.

Um die Validität der Kostendaten zu verbessern, sollte der Nutzer Kostendaten möglichst aus einer Reihe unabhängiger Quellen erfassen. Quelle und Ursprung aller Daten sollten dokumentiert werden. Dieses macht es möglich, die Daten zu einem späteren Zeitpunkt nach zu verfolgen und zu validieren. Wenn die Datenquelle ein veröffentlichter Bericht oder eine Datenbank ist, dann genügt zu diesem Zweck normalerweise eine Standardbibliographie. Wenn die Datenquelle eine mündliche oder irgendeine andere undokumentierte Kommunikation (verbale Quelle) ist, sollte dieses angegeben sowie Quelle und Datum berichtet werden.

Der Nutzer sollte sich bemühen, unter den vorhandenen, die neuesten gültigen Daten zu ermitteln und zu verwenden. Bezugsjahr der Kostendaten und angewendeter Währungskurs sollten immer angegeben werden. Die Kosten sollen als „Ist-Ausgabe“ berichtet werden, d. h. sie sollen für das Jahr berichtet werden, in dem die Ausgabe stattgefunden hat oder verrechnet wurde, auch wenn nachher zeitliche Anpassungen berücksichtigt wurden. Dies sichert Transparenz und erlaubt verschiedene Weiterverrechnungen, falls dies notwendig sein sollte. Anleitungen zur Anpassung von Kostendaten zur Berücksichtigung von Zeit, Inflation und Gebrauch von Diskontierungssätzen werden in Leitfaden 8 dargelegt.

3.2.2 Dokumentation der Datenunsicherheit

Die Bewertung sollte mindestens eine Erörterung der wesentlichen Unsicherheiten der Daten beinhalten. In einigen Fällen kann es Unsicherheiten geben, die mit Kostendaten und dem Betriebsverhalten der vorgeschlagenen Technik verbunden sind. Diese Unsicherheiten können an fehlenden verfügbaren Informationen liegen oder daran, dass die Grundannahmen hinter den Kostendaten nicht immer transparent sind.

Der oben beschriebene Ansatz zur medienübergreifenden Bewertung (Abschnitt 2.4.1) gibt nützliche Hinweise für die Behandlung von Datenunsicherheiten. In vielen Fällen gibt es quantitative Beschreibungen oder eine Spannweite der Unsicherheit, die den Daten zugeordnet werden kann. Wenn diese Informationen vorhanden sind, sollten sie berichtet werden, damit sie für die spätere Bewertung verwendet werden können, um durch Sensitivitätsanalysen Vertrauen in die oberen und unteren Bereiche zu erzeugen. Wo quantitative Informationen über die Daten nicht vorhanden sind, kann ein Bewertungssystem für Datenqualität benutzt werden, um eine qualitative Einschätzung über die Zuverlässigkeit von Daten zu geben. Die Rangnote gibt dem Nutzer oder Leser einen groben Eindruck des Vertrauens in die Daten und verhilft zu Anhaltspunkten, wie gründlich eine Sensitivitätsanalyse sein muss.

3.2.3 Zusammenfassung des Leitfadens 6

Im Kontext dieses Leitfadens werden folgende Aspekte als wichtig angesehen:

- die Herkunft der Information sollte klar dargelegt werden (Jahr und Quelle)
- die Daten sollten so repräsentativ wie möglich sein
- Kostendaten sollten aus mehreren (unabhängigen) Quellen erfasst werden
- Quelle und Herkunft aller Daten sollten so präzise wie möglich dargestellt werden
- die neuesten validen Daten, die verfügbar sind, sollten genutzt werden
- Bezugsjahr der Kostendaten und Wechselkurs sollten immer angegeben werden
- Kosten sollten als tatsächliche Ausgaben berichtet werden

- nach Möglichkeit sollten quantitative Spannweiten angegeben werden, um die Validität der Daten zu beschreiben. Falls das nicht möglich ist, kann eine qualitative Angabe gemacht werden.

3.3 Leitfaden 7 - Definition der Kostenarten

Als Hilfe für Datenvergleiche sollten die in den Kostendaten berücksichtigten Kostenarten klar angegeben werden, wenn die Bewertung berichtet wird. Zweck dieses Leitfadens ist die Festlegung, welche Kostenarten zu berücksichtigen oder auszuschließen sind und auch Anleitung zu geben, wie die enthaltenen Kostenarten zu berichten sind. Die Aufschlüsselung in einzelne Kostenarten, z.B. Investition, Betriebs- und Wartungskosten etc. ist für die Transparenz des Prozesses wesentlich, obgleich es in der Praxis häufig schwierig ist, Kosten zwischen Produktionsprozess und Umweltschutz aufzuschlüsseln.

Folgendes ist eine nützliche Hierarchie für den Grad der Aufschlüsselung der Kostendaten:

- (1) Die gesamte **Investitionsaufwendung**, die jährlichen **Gesamtkosten für Betrieb und Wartung** sowie **Nutzen/Erträge** sollten alle separat berichtet werden.
- (2) Der **Investitionsaufwand** sollte in Emissionsminderungstechnik und Prozessanlagentechnik aufgeschlüsselt werden.
- (3) Die jährlichen **Betriebs- und Wartungskosten** sollten soweit wie möglich in Energie, Materialien und Serviceleistungen, Personalkosten sowie fixe Betriebskosten und Wartungskosten unterteilt werden.

Alle Kosten sollten relativ zu einem Alternativfall berechnet werden. Die Alternative ist normalerweise die vorhandene Situation oder der "Basisfall" ohne Umweltschutztechnik. Der Basisfall wird bereits von der medienübergreifenden Methodik etabliert und die Kosten der Alternativen werden relativ zum Basisfall dargestellt. Für neue Anlagen müssen die Kosten für alle Optionen angegeben werden.

3.3.1 Checkliste der Kostenarten

Eine Aufschlüsselung der Kosten in einzelne Kostenarten ist nützlich und sollte so weitgehend wie möglich durchgeführt werden. Die folgenden drei Checklisten zeigen die Kostenarten, die für die Bewertung am nützlichsten sind. Die Checklisten umfassen „Investitionskosten“, „Betriebs- und Wartungskosten“ und „Erträge, vermiedene Kosten und Nutzen“. Diese Checklisten sind nicht vollständig und weitere Kostenarten können in einzelnen Fällen wichtig sein.

Investitionskosten:

Es ist nützlich, die Kosten nach folgendem Detaillierungsgrad aufzuschlüsseln:

- Projektbeschreibung, Auslegung und Planung
- Kauf des Grundstückes
- Allgemeine Standorterschließung
- Gebäude und Baumaßnahmen (einschließlich Fundamente/Abstützmaßnahmen, Errichtung, elektrische Anlagen, Rohrleitungen, Isolation, Anstriche etc.)
- Planung, Konstruktion und Standortausgaben
- Kosten für die Lieferantenauswahl und Lieferantengebühren
- Anlagetests
- Kosten für das Einfahren der Anlage
- Kosten für umlaufende Betriebsmittel

- Ersatzteile
- Hilfsstoffe, z. B. Chemikalien, Wasser
- Umweltschutzleistungen, z. B. Abfallbehandlung und Abfallgebühren.

Anmerkung: Es kann nützlich sein, Informationen zu Verbrauchsmengen und ihre Stückkosten, so wie Annahmen über die Häufigkeit eines Austauschs von Verschleissteilen zu berichten, z.B. „über einen Zeitraum von 10 Jahren muss der Katalysator drei mal gewechselt werden“.

Arbeitskosten:

- Betriebs-, Leitungs-, Wartungspersonal
- Fortbildung des o. g. Personals.

Anmerkung: Arbeitskosten errechnen sich durch Multiplikation der Personenjahre pro Jahr mit dem jährlichen Gehalt für einen Beschäftigten im zu betrachtenden Sektor. Wenn die erforderliche Arbeit nicht bekannt ist, können diese Kosten (einschließlich Leitungskosten siehe unten) als Prozentsatz der Investition und zugehöriger Kosten geschätzt werden. VROM [38, VROM, 1998] schlagen hierfür 3-5 % vor, während UNICE 20-25% berichten [37, UNICE, 2003]. Da dieses sehr grobe Schätzungen sind, sollte die Grundlage für den gewählten Prozentsatz in der Bewertung angegeben werden.

Fixe Betriebs-/Wartungskosten:

- Versicherungsbeiträge
- Lizenzgebühren
- Notdienste
- andere allgemeine Leitungskosten (z. B. Verwaltung).

Anmerkung: Wenn die Arbeitskosten für Betrieb und Wartung bekannt sind, können die Gemeinkosten als Prozentsatz der Arbeitskosten geschätzt werden; z.B. schlagen VROM [38, VROM, 1998] 10-20% der Arbeitskosten und UNICE 50% der Arbeitskosten vor [37, UNICE, 2003]. Auch dieses sind sehr grobe Schätzungen und die Grundlage für den gewählten Prozentsatz sollte in der Bewertung klar angegeben werden.

Folgekosten:

Die Implementierung einer neuen Technik kann zu Änderungen im Produktionsprozess führen, die wiederum steigende Kosten zur Folge haben können, wie zum Beispiel eine Verminderung des Prozesswirkungsgrades oder der Produktqualität. Entsprechende Kosten sollten soweit wie möglich bewertet und erfasst sein, wenn über die Ergebnisse berichtet wird [6, VDI, 2000].

Gutschriften, vermiedene Kosten und Nutzen

Falls die betrachteten Alternativen auch Nutzen außerhalb des Umweltschutzes und Gutschriften erbringen oder zur Kostenvermeidung führen, sollten diese separat von den Investitionsaufwendungen oder Betriebs- und Wartungskosten berichtet werden.

Beispiele für Gutschriften, vermiedene Kosten und Folgenutzen [6, European Environment Agency, 1999] sind:

Gutschriften:

- Verkauf von gereinigtem Abwasser zur Bewässerung
- Verkauf von erzeugter Elektrizität
- Verkauf von Asche als Baumaterial
- Restwert der Anlage (siehe oben).

Vermiedene Kosten:

- Einsparung von Rohmaterialien
- Einsparung von Hilfsmaterialien (Chemikalien, Wasser) und Hilfsleistungen
- Einsparung von Energie
- Einsparung von Arbeit
- Einsparung bei der Emissionsüberwachung
- Einsparung bei der Wartung
- Einsparung von Kapital wegen effizienterer Anlagennutzung
- Einsparung Abfallkosten

Es wird empfohlen, diese zusätzlichen Einsparungen auch in physischen Einheiten anzugeben, wie z. B.:

- Menge der eingesparten Energie
- Menge zurück gewonnener und verkaufter Kuppelprodukte
- Anzahl der eingesparten Arbeitsstunden.

Folgenutzen:

Die Implementierung einer neuen Technik kann zu Änderungen im Produktionsprozess mit niedrigeren Folgekosten führen, zum Beispiel durch Anstieg von Prozesswirkungsgrad oder Produktqualität. Entsprechende Nutzen sollten soweit wie möglich bewertet und erfasst sein, wenn über die Ergebnisse berichtet wird [6, VDI, 2000].

3.3.2 Separat zu ermittelnde Kosten

Steuern und Subventionen - Wirtschaftswissenschaftler bezeichnen Steuern und Subventionen häufig als Transferzahlungen, weil diese, bezogen auf die Gesellschaft als Ganzes, keine ökonomischen Kosten darstellen und lediglich Ressourcen von einer gesellschaftlichen Gruppe zu einer anderen transferieren. (Einige Beispiele dieser Steuern sind Verbrauchssteuern, Vermögenssteuern, Brennstoffsteuern oder Steuern auf andere Betriebsmaterialien, Mehrwertsteuer, etc.). Sie werden normalerweise aus Berechnungen der „gesellschaftlichen Gesamtkosten“ (Kostenberechnungen der Auswirkungen auf die Gesellschaft als Ganzes) ausgeschlossen. Sie können jedoch bei der Betrachtung der „privaten Kosten“ (Kosten eines Betreibers) sehr relevant sein.

Steuern und Subventionen sollten für transparente Auswertungen separat dargestellt werden (diese Informationen können in der Quelle, von der die Daten übernommen wurden, bereits vorgelegen haben).

Indirekte Kosten - indirekte Kosten sind Kosten, die Änderungen der Marktnachfrage und Nebenwirkungen, wie Änderungen von Produktionsmenge und Beschäftigung umfassen. Diese sollten von der Kostenberechnung ausgeschlossen werden. Falls das nicht möglich ist (weil sie in den Quellinformationen enthalten sind), sollten die indirekten Kosten separat erfasst und berichtet werden.

Externe Kosten - externe Kosten sollten ausgeschlossen werden. Diese Kosten sind nicht Teil dieser Kostenmethodik und werden nicht für die Bestimmung der Kosten alternative Techniken herangezogen. Definition und Gebrauch von externen Kosten werden später in Kapitel 4 besprochen.

3.3.3 Kapitaldegressionsexponenten für Anlagen

Falls die Anlagekosten für eine bestimmte Kapazität vorliegen und die Kosten für eine andere Anlagengröße unter Berücksichtigung einer möglichen Kostendegression benötigt werden, kann die Umrechnung mit der „Kapitaldegressions“-Methode erfolgt. Die Methode kann verwendet werden, um die Kosten einzelner Baugruppen oder der Gesamtanlage nach oben (oder nach unten) zu stufen. Die Methode wird im Folgenden erklärt.

Die Kapitaldegressionsmethode

Für die Berechnung der Investition einer Anlage mit unterschiedlicher Kapazität zur ursprünglichen Zitierung gibt die folgende Gleichung einen angenäherten Wert.

In der Gleichung bedeuten C_x die Kosten einer Anlage mit der Kapazität x und C_y die Kosten einer Anlage mit der Kapazität y (Kapazität kann ein Maß der Anlagengröße oder des Durchsatzes sein, muss aber dieselbe Dimension für beide Anlagen haben). C_y kann mit der Formel wie folgt errechnet werden.

$$C_y = C_x \left[\frac{y}{x} \right]^e$$

Wobei:

C_y: Kosten der Anlage y

C_x: Kosten der Anlage x

y: Kapazitätsmaß der Anlage y (Anlagengröße oder Durchsatz)

x: Kapazitätsmaß der Anlage x (Anlagengröße oder Durchsatz)

e: grober Näherungsfaktor (siehe unten)

Der Wert für den Exponent „e“ variiert von Anlage zu Anlage sowie mit der Ausstattung an Geräten. Die Gesamtinvestition einer Anlage mit vielen Baugruppen lässt sich realistisch mit einem Wert für „e“= 0,6 gemittelt annähern, wenn der Durchsatz als Skalierungsparameter verwendet wird (was für die meisten Raffinerien und petrochemische Prozesse der Fall ist).

Falls die Anlagenkapazität durch Vergrößerung der Hauptbaugruppe erhöht wird, ist ein Wert für „e“ zwischen von 0,6 und von 0,7 angemessen.

Für sehr große Anlagen, bei denen einzelne Baugruppen zur Erhöhung der Anlagenkapazität verdoppelt werden müssen, kann der Exponent höher sein. Z. B. wenn der Output, durch einen zusätzlichen Anlagenstrang erhöht wird kann ein Wert für „e“ zwischen 0,8 und 1 angebracht sein.

Die Nutzer und Entscheidungsträger müssen sich im Klaren sein, dass es sich lediglich um eine Annäherung handelt. Nochmals: Der Nutzer hat klar darzulegen, ob diese Methodik benutzt wurde.

3.3.4 Zusammenfassung des Leitfadens 7

Die folgenden Punkte fassen die in der Bewertung zu definierenden und zu berichtenden Kosten zusammen:

1. Kosten sollten als zusätzlich zum „Basisfall“ berichtet werden
2. physische Verbrauchsmengen und Preise sind zu berichten
3. die Kosten sollten soweit wie möglich disaggregiert werden, zumindest nach:
 - Investitionskosten
 - Kosten der Errichtung der Anlage
 - Emissionsminderungstechnik
 - Zuschlag für Unvorhersehbares
 - Betrieb- und Wartungskosten
 - Energiekosten
 - Materialien und Serviceleistungen
 - Personalkosten
 - fixe Betriebs- und Wartungskosten
 - Folgekosten
4. Erträge, vermiedene Kosten und Nutzen sollten separat berichtet werden
5. Steuern und Subventionen sollten separat berichtet werden
6. indirekte Kosten sollten separat berichtet werden
7. externe Kosten sollten auf dieser Stufe nicht berücksichtigt werden.

Falls detaillierte Kostendaten nicht für alle zu vergleichenden Optionen im gleichen Umfang vorhanden sind, ist eine spezielle Beachtung in der abschließenden Entscheidung erforderlich, damit wegen fehlender Daten keine falschen Schlüsse gezogen werden..

3.4 Leitfaden 8 - Aufbereitung und Darstellung der Kosten

Nach ihrer Erfassung müssen die Kosteninformationen aufbereitet werden, damit die in Erwägung stehenden alternativen Optionen gerecht verglichen werden können. Hierzu ist es häufig notwendig, eine Reihe von Faktoren zu berücksichtigen, wie unterschiedliche betriebliche Nutzungsdauer der Alternativen, Zinssätze, Kosten von Kreditrückzahlungen, Inflation und Wechselkurse. Der Nutzer muss auch in der Lage sein, Kostenvergleiche zu erstellen, wenn Kostendaten aus unterschiedlichen Jahren stammen. Im Folgenden werden einige Methoden für die Aufbereitung und Darstellung der Kosten behandelt, die angemessene Vergleiche ermöglichen. Die Methoden wurden den „Guidelines for defining and documenting

data on costs of possible protection measures” der europäischen Umweltagentur entnommen. [6, European Environment Agency, 1999].

Wichtigster Aspekt der Kostenaufbereitung ist die Transparenz der Methoden und Arbeitsschritte. Abhängig von den jeweiligen Umständen besteht hierbei zwar eine gewisse Flexibilität, zum Beispiel bei der Anwendung unterschiedlicher Zinssätze und Wechselkurse. Jedoch muss der Nutzer die, über den gesamten Arbeitsgang der Bewertung getroffenen Festlegungen begründen und Transparenz in allen verwendeten Berechnungen sicherstellen.

3.4.1 Wechselkurse

Falls Preise in unterschiedlichen Währungen genannt werden, müssen sie in eine einheitliche Währung konvertiert werden. Dabei muss der Nutzer die für die Umrechnung verwendeten Wechselkurse, sowie Quelle und Datum dieser Wechselkurse spezifizieren. Eine wichtige Quelle für europäische Preisindices und Wechselkurse findet sich in Anhang 10.

3.4.2 Preissteigerung

Das allgemeine Preisniveau und die relativen Preise von Waren und Dienstleistungen (z.B. Umweltschutztechniken) ändern sich mit der Zeit aufgrund von Preissteigerungen. Folglich muss es einen Weg geben, um unterschiedliche Kosten und Nutzen zu vergleichen, die in unterschiedlichen Zeitperioden entstehen oder realisiert werden. Es muss auch einen Weg geben, um Preise für technische Alternativen vergleichen zu können, die aus unterschiedlichen Jahren zitiert werden.

Die Preissteigerung kann aus der Sicht eines Bauherrn ein bedeutender Faktor in der Kostenberechnung sein. Die Errichtung einer Anlage kann vom Zeitpunkt ihrer Bewilligung, in Abhängigkeit von der Größe und der Komplexität der Anlage, einige Jahre dauern. Während dieser Konstruktionsperiode können die Arbeitslöhne und Materialkosten steigen. Die endgültigen Kosten der Anlage können folglich höher sein als zum Zeitpunkt ihrer Bewilligung angenommen worden war. Die theoretischen Kosten einer Anlage, die zum selben Zeitpunkt bestellt und errichtet wird, bezeichnet man mit „Index-“, oder „Instantkosten“. Um die endgültigen „Erstellungskosten“ schätzen zu können, werden Informationen über den Ausgabenverlauf im Errichtungszeitraum zusammen mit erwarteten Preissteigerungen benötigt. Falls die Kapitalfestlegung zeitlich gestaffelt ist, kann dies mit der Barwertmethode kalkuliert werden (siehe Abschnitt 3.4.2.1).

Die im Folgenden dargelegten Methoden ermöglichen es, Preise aus einem bestimmten Jahr als gleichwertige Preise zu einem „Basisjahr“ anzugeben. Der Unterschied zwischen realen und nominellen Preisen wird in Abschnitt 3.4.2.2 erklärt. Weitere Informationen über den Gebrauch von Diskontierungs- und Zinssätzen befinden sich in Abschnitt 3.4.3.

3.4.2.1 Bestimmung von Preisen in einem Basisjahr

Die vorhandenen Kostendaten für unterschiedliche Umweltschutztechniken können sich auf unterschiedliche Jahre beziehen. Zum Beispiel können die Investitionen einer Emissionsminderungstechnik in Preisen von 1991 und die Investition eines anderen Systems in Preisen von 1995 bewertet sein. Folglich würde ein direkter Vergleich der zwei Datensätze in die Irre führen. Auch können Kostendaten für einige der Umweltschutzmaßnahmen nur für andere Jahre als das Basisjahr der Studie vorhanden sein. Zum Beispiel veranschlagt eine Referenz die Kosten einer Umweltschutztechnik 1.5 Millionen DM im Jahr 1992. Das Basisjahr der Studie, für das die Daten benötigt werden ist aber 1995. Angenommen die Preise sind im Betrachtungszeitraum gestiegen und die angegebenen Kosten würden direkt in der Studie verwendet, so wäre das Ergebnis eine Unterschätzung. Andersherum, wenn das Basisjahr für die Studie 1990 ist und die zitierten Kosten direkt verwendet werden, ergeben die Resultate eine Überschätzung.

Für Kostenvergleiche zwischen Umweltschutzmaßnahmen ist es wichtig sicherzustellen, dass alle Kostendaten auf eine äquivalente Preisgrundlage gestellt werden, d.h. als Preise eines gemeinsamen Jahres. Falls die Kostendaten für eine ökonomische Analyse dienen sollen, ist es darüber hinaus ratsam, dass dieses „gemeinsame“ Jahr dem „Basisjahr“ der Analyse entspricht.

Eine Vorgehensweise zur Umrechnung von ursprünglichen Kostendaten in Preise eines vorgewählten Jahres wird unten dargestellt. Die Vorgehensweise bezieht sich auf das „Basisjahr“ einer Studie, könnte sich aber ebenso auf irgendein Jahr von Interesse beziehen.

Die Anpassung von Kostendaten an Preise eines bestimmten Jahres erfolgt mit Hilfe eines Preisanpassers, der durch die folgenden zwei Schritte abgeleitet werden kann:

1. Schritt:

$$\text{Preisanpasser} = \frac{\text{angemessener Preisindex für das 'Basisjahr' der Analyse}}{\text{angemessener Preisindex für das Jahr der ursprünglichen Kostendaten}}$$

2. Schritt:

$$\text{angepasste Kosten} = \text{ursprüngliche Kosten} \times \text{Preisanpasser}$$

Als wichtige Quelle für europäische Preisindices siehe Anhang 10.

Falls Preisanpassungen vorgenommen worden sind, um die Kostendaten auf ein gewähltes Jahr zu beziehen, sollte der verwendete Index für diese Anpassungen angegeben werden.

3.4.2.2 Reale und nominale Preise

Es wird empfohlen, in der Bewertung „reale Preise“ (oder „konstante Preise“) zu verwenden: Das sind unter Berücksichtigung von Preissteigerungen auf ein Basisjahr rekalkulierte Preise. Hingegen beziehen sich „nominale Preise“ auf den Zeitpunkt der Preisangabe, d.h. ohne Anpassung für Preissteigerung. Reale Preise können durch Deflation der nominalen Preise mit einem allgemeinen Preisindex geschätzt werden, wie z. B. dem impliziten Deflator für das „Bruttoinlandsprodukt“ oder mit dem „Verbraucherpreisindex“.

Zusammenhänge für die Umwandlung von „nominalen“ zu „realen“ Preisen:

$$\text{Realpreis} = \frac{\text{Nominalpreis in einem Jahr}}{\text{Preisdeflator für das Jahr} \times 100}$$

$$\text{Nominalpreis} = \text{Realpreis in einem Jahr} \times \frac{\text{Preisdeflator für dieses Jahr}}{100}$$

$$\text{Preisdeflator} = \frac{\text{Nominalpreisserie für ein Jahr}}{\text{Realpreisserie in diesem Jahr}} \times 100$$

Der verwendete Preisdeflator und seine Herkunft sollten in der Bewertung dokumentiert werden. Auch hierfür ist eine nützliche Quelle der europäischen Preisindexe in Anhang 10.

Siehe folgendes Beispiel.

Beispiel**Darstellung der ursprünglichen Kostendaten in äquivalenten Preisen des Basisjahres**

[6, European Environment Agency, 1999]

Betrachtet wird eine Umweltschutzmaßnahme mit jährlichen Energiesparungen von GBP 5620 (Pound Sterling - UK Währung) zu Preisen von 1991, d.h. sie spart 1 GWh schweres Heizöl (HS) pro Jahr zum Preis von GBP 0.00562 pro kWh ein. Die Kostendaten für diese Umweltschutzmaßnahme sollen in Preisen von 1995 - das Basisjahr für die Kostenanalyse - ausgedrückt werden. Die erforderliche Anpassung wird unten gezeigt.

1. Schritt:

$$\begin{aligned} \text{Preispasser} &= \left(\frac{\text{Gegenwartspreisindex (von HS) für UK Industriesektor (1995)}}{\text{Gegenwartspreisindex (von HS) für UK Industriesektor (1991)}} \right) \\ &= \left(\frac{114,2}{87,8} \right) \\ \text{Preispasser} &= \underline{1,301} \end{aligned}$$

2. Schritt:

$$\begin{aligned} \text{'Nominalpreis' von HS (1995)} &= (\text{'Nominalpreis' von HS (1991)} \times \text{Preispasser}) \\ &= \text{GBP } 0,00562/\text{kWh (1991)} \times 1,301 \\ &= \underline{\text{GBP } 0,00731/\text{kWh (in 1995)}} \end{aligned}$$

Der zukünftige reale Preis in einem gegebenen Jahr ist gleich dem zukünftigen nominalen Preis geteilt durch eins plus Inflationsrate im betrachteten Zeitraum. Folglich kann man mit dem saisonbereinigten BIP-Deflator zu Marktpreisen die Inflation zwischen 1991 und 1995 messen:

$$\begin{aligned} \text{'Realpreis' von HS (1995)} &= \left(\frac{\text{'Nominalpreis' von HS (1995)}}{\text{Änderung im UK BIP - Deflator von 1991 bis 1995}} \right) \\ &= \left(\frac{\text{GBP } 0,00731/\text{kWh}}{119,8/106,5} \right) \\ &= \underline{\text{GBP } 0,00650/\text{kWh}} \end{aligned}$$

Der Nenner in der oben dargestellten Gleichung ist gleichwertig mit:

$$\begin{aligned} &\left(\frac{\text{saisonal angepasster BIP - Deflator zu Marktpreisen (1995)}}{\text{saisonal angepasster BIP - Deflator zu Marktpreisen (1991)}} \right) \\ &= \left(\frac{119,8}{106,5} \right) = \underline{1,125} \\ &= 1 + \text{Inflationsrate zwischen 1991 und 1995} \end{aligned}$$

Der nominale Wert der jährlichen Energiesparungen zu Preisen von 1995 sind GBP 7310 (d.h. 1 GWh x GBP 0,00731/kWh). In den realen Preisen betragen die jährlichen Energiesparungen GBP 6500 (d.h. 1 GWh x GBP 0,00650/kWh).

3.4.3 Diskontierung

3.4.3.1 Barwert

Diskontierung ist eine Methode, mit der Kosten und Nutzen aus unterschiedlichen Zeitpunkten so gewichtet werden, dass sie sich auf ein gemeinsames Jahr zu beziehen und damit verglichen werden können. Zum Beispiel ist wegen Preissteigerungen, Preisänderungen oder weil wir es einfach vorziehen, über Geld heute verfügen zu können, der Wert von einem Euro heute verschieden von seinem Wert in einem Jahr. Diskontierung erlaubt es, Präferenzen zu vergleichen, Geld entweder heute oder zukünftig auszugeben. Der diskontierte Wert ist der Barwert.

Der Barwert berechnet sich nach folgender Formel:

$$\text{Barwert} = \frac{\text{Kosten}_n}{(1+r)^n}$$

mit:

Kosten = Kosten des Projekts über n Jahre
n = Projektlaufzeit (Jahre)
r = Diskontierungs-/Zinssatz

Für eine Zahlungsreihe über mehrere Jahre kann folgende Formel benutzt werden:

$$\text{Barwert} = \sum_{t=0}^n \left(\frac{\text{Kosten}_t}{(1+r)^t} \right)$$

mit:

Kosten_t = Kosten im Jahr t
t = von Jahr 0 bis Jahr n
n = Projektlaufzeit
r = Diskontierungs-/Zinssatz

3.4.3.2 Kapitalwert

Um alternative Investitionsoptionen zu bewerten und zu vergleichen, wird die „Kapitalwertmethode“ (net present value - NPV) angewendet. Der Kapitalwert ist die Summe aller diskontierten zukünftigen Zahlungen minus des ursprünglichen Kapitaleinsatzes.

Der Kapitalwert berechnet sich wie folgt:

$$\text{Kapitalwert} = -(\text{Investitionsausgaben}) + \sum_{t=0}^n \left(\frac{\text{Nettozahlungen}_t}{(1+r)^t} \right)$$

mit:

t = Jahr 0 bis Jahr n
n = Projektlaufzeit
r = Diskontierungs-/Zinssatz

Die Kapitalwertmethode berücksichtigt „den Zeitwert des Geldes“. Aus- und Einzahlungen werden nach dem zeitlichen Anfall berücksichtigt. Dabei ist die Methode in hohem Maß vom verwendeten Diskontierungssatz abhängig. Zum Beispiel kann eine Änderung des Diskontierungssatzes um 1 % die Resultate erheblich verdrehen.

Diese Berechnung wird häufig angewendet, um kommerzielle Investitionsoptionen zu bewerten. Normalerweise ist ein positiver Kapitalwert erforderlich bevor eine Investition bewilligt wird. Bei Umweltschutzinvestitionen kann diese Regel nicht angewendet werden, weil diese einen

negativen Kapitalwert ergeben können. Das liegt daran, dass der Umweltnutzen des Projektes nicht auf dem Markt verkauft und folglich nicht direkt in der Berechnung berücksichtigt werden kann. Dieses Problem hängt mit Schattenpreisen und externen Kosten zusammen und wird in Kapitel 4 behandelt.

3.4.3.3 Diskontierungs- und Zinssätze

Die Kosten der Kapitalbeschaffung sind für verschiedene Investoren unterschiedlich. So unterscheiden sich Zinssätze abhängig davon, wer die Investition tätigt oder sie finanziert. Industrie und Handel, landwirtschaftliche Investoren, regionale und kommunale Behörden, Bundesverwaltungen und Verbraucher, sie alle erzielen unterschiedliche Zinssätze. Unterschiedliche Zinssätze werden normalerweise auch angewendet, um unterschiedliche Risiken von Projekten zu berücksichtigen, wobei ein höherer Zinssatz für risikoreichere Investitionen angewendet wird. Der Nutzer sollte den am besten geeigneten Zinssatz für die Bewertung heranziehen und diese Wahl begründen. Alle Annahmen zum Zinssatz sind in der Darstellung der Resultate klar darzulegen. Da ein anderer Zinssatz die Resultate erheblich verändern kann, besteht eine starke Wechselwirkung mit der Bewertung der ökonomischen Machbarkeit (economic viability – im Folgenden mit „wirtschaftlicher Vertretbarkeit“ übersetzt) in einer Branche, siehe Abschnitt 5.5

Es wird die Verwendung von „Realzinssätzen“ empfohlen. Der Realzinssatz schließt Effekte der erwarteten oder tatsächlichen Inflation aus. Die Alternative wäre die Verwendung eines nicht um die tatsächlichen oder erwarteten Preissteigerungen korrigierten „Nominalzinssatzes“. Welcher Zinssatz gewählt wird, sollte stets in der Bewertung klar angegeben und für die gesamte Analyse beibehalten werden. So werden Realzinssätze in Verbindung mit Realpreisen und Nominalzinssätze in Verbindung mit Nominalpreisen verwendet.

Realzinssätze können nach folgender Formel berechnet werden:

$$\text{Realzinssatz} = \left[\frac{(1 + \text{Nominalzinssatz})}{(1 + \text{Inflationsrate})} \right] - 1$$

Der folgende Kasten zeigt drei Beispiele in denen unterschiedliche Diskontierungssätze in den unterschiedlichen Berichtssituationen angewendet werden.

Drei Beispiele für unterschiedliche Diskontierungssätze in unterschiedlichen Berichtssituationen.

[6, European Environment Agency, 1999]

„Anwendung des vom Ministerium der Finanzen empfohlenen realen Diskontsatzes von 6 Prozent. Die Satz kann sowohl als Zeitpräferenz als auch als Kapitalzins, basierend auf langfristigen Kapitalbeschaffungskosten vor Steuer für Projekte im privaten Sektor mit niedrigen Risiken beschrieben werden.“

„Anwendung eines realen Vorsteuerzinssatzes von 6,8 Prozent unter der Annahme, dass die nominale Vorsteuerrendite für Darlehen 10 Prozent und die erwartete Inflationsrate 3 Prozent beträgt. Dieser Satz kann als eine private Konsumrate des Diskontsatzes oder als private Zeitpräferenzrate angesehen werden.“

„Anwendung eines realen Vorsteuerzinssatzes von 7,43 Prozent. Dieser wurde erreicht durch Anpassung des nominalen Zinssatzes (8,7 Prozent) für neu ausgegebene zehnjährige Regierungsanleihen um die erwartete Inflation von 2,3 Prozent pro Jahr. Die Verzinsung von

Staatsanleihen zeigt ähnliche Trends wie die Kosten von zu verzinsendem Kapital für die Industrie. Eine Marge von einem Prozentpunkt (real) wurde hinzugefügt, um das durchschnittliche zusätzliche Risiko für Industrieanleihen und die Kosten des Kreditgebers zu reflektieren“

Falls Diskontierungs- oder Zinssätze genutzt werden sind die folgenden ergänzenden Informationen anzugeben:

- der angewendete Diskontierungs- oder Zinssatz sollte klar dargelegt werden. Es wird die Verwendung eines um Inflation bereinigten „Realzinssatzes“ empfohlen. Die Grundlagen des Zinssatzes sowie unterliegende Annahmen sind zu erklären. Falls der Zinssatz länder-, sektor- oder firmenspezifisch ist, sollte dieses angegeben werden
- die Quelle des Zinssatzes sollte angegeben werden
- falls Anpassungen des Zinssatzes gemacht wurden, z.B. für unterschiedliche Verleihrisiken, sollten diese erklärt und zugrunde liegenden Gründe angegeben werden
- falls variable Zinssätze verwendet werden, sollte dieses angegeben werden zusammen mit der jeweiligen Zeitspanne für einen Zinssatz
- Diskontierungs- und Zinssätze sollten auch vor steuerlichen Betrachtungen angewendet werden, d. h. ein Vorsteuerzinssatz sollte für die Vorsteuerkosten angewendet werden.

3.4.4 Berechnung der Jahreskosten

Kostendaten sollten vorzugsweise als Jahreskosten berechnet und dargestellt werden. Die für die Berechnung der Jahreskosten verwendeten Methoden und die zugrunde liegenden Annahmen sollten berichtet werden. Die typische Vorgehensweise ist die Erfassung aller Zahlungsströme über die ökonomische Lebensdauer der technischen Maßnahme und ihre Umwandlung in äquivalente jährliche Kosten (die englische Version des Leitfadens weist an dieser Stelle auf alternative Bezeichnungen für Jahreskosten hin, die im Deutschen nicht üblich sind).

Für die Berechnung der Jahreskosten einer Investition gibt es die beiden unten beschriebenen Ansätze:

Ansatz 1

Jahresgesamtkosten = Barwert aller Zahlungsströme (Investitionsaufwendungen plus Betriebs- und Wartungskosten) x Kapitalwiedergewinnungsfaktor, d. h.

$$\text{Jahresgesamtkosten} = \left[\sum_{t=0}^n \frac{(C_t + OC_t)}{(1+r)^t} \right] \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

mit:

t=0 Basisjahr der Bewertung

C_t = Gesamtinvestition im Zeitraum t (typischerweise ein Jahr)

OC_t = Gesamte netto Betriebs- und Wartungskosten im Zeitraum t

r = Diskontierungssatz (Zinssatz) pro Zeitraum

n = geschätzte ökonomische Laufzeit der Anlage in Jahren

Nettokosten beziehen sich auf die Differenz zwischen zusätzlichen Kosten durch die Maßnahme und sich daraus ergebender Nutzen, Erträge und vermiedene Kosten. Falls die Nettokosten negativ sind, handelt es sich um eine profitable Technik.

Gleichung 3.1: Ansatz 1 – Berechnung der investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten

Ansatz 2

Jahresgesamtkosten = investitionsabhängige Jahresgesamtkosten (investitionsabhängige Jahreskosten x Kapitalwiedergewinnungsfaktor) + jährliche netto Betriebs- und Wartungskosten

$$\text{Jahresgesamtkosten} = C_0 \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OC$$

mit:

- C_0 = Kosten im Jahr 0 (Basisjahr)
 r = Diskontierungssatz (Zinssatz) pro Zeitraum
 n = geschätzte ökonomische Laufzeit der Anlage in Jahren
 OC = gesamte netto Betriebs- und Wartungskosten (über die Jahre konstant)

Gleichung 3.2: Ansatz 2 – Berechnung der investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten

Der erste Ansatz bietet größer Flexibilität, da er einen Rahmen vorgibt, um Effekte realer Preissteigerungen bei den verschiedenen Betriebs- und Wartungskosten explizit berücksichtigen zu können.

Offenbar können die errechneten jährlichen Gesamtkosten abhängig von den in der Gleichung benutzen Inputwerten stark schwanken. Für die Berichterstattung der jährlichen Kosten sollte der verwendete Berechnungsansatz, zusammen mit allen zugrunde liegenden Annahmen ausführlich dargestellt sein, insbesondere:

- die für die Berechnung benutzte Lebensdauer der Technik
- die Errichtungszeit für die Umweltschutztechnik
- benutzte Diskontsätze
- die relevanten Kostenarten einschließlich der gemachten Annahmen zur Behandlung des Restwertes.

3.4.5 Neuer Anlagenstandort

Gegenwärtig wird allgemein von der Annahme ausgegangen, dass die Investitionskosten ohne Standortkorrektur für alle EU-Staaten ähnlich sind. Dieses mag nicht der Fall sein, wenn Daten von den nicht-EU Anlagen erfasst werden [29, CEFIC, 2001]. Für den Kostenvergleich bestehender Anlagen aus unterschiedlichen Ländern werden, um die Unterschiede zu berücksichtigen, in der Praxis häufig Koeffizienten verwendet. Für diesen Fall sind - wegen der Transparenz - alle Annahmen sowie die Anwendung der Koeffizienten klar anzugeben.

3.4.6 Andere Möglichkeiten der Datenaufbereitung

Obgleich es für die Bewertung industrieller Umweltschutzsysteme höchst angebracht scheint, Kostendaten als Jahreskosten auszudrücken, gibt es weitere allgemeine und nützliche Möglichkeiten zur Kostendarstellung, wie z. B.:

- **Kosten pro Produkteinheit.** Dieses kann für eine Bewertung der Technik im Vergleich mit dem Marktpreis für die produzierten Waren nützlich sein. Die Kosten pro Produkt können aus den Jahreskosten mittels Division durch die jährliche durchschnittliche Produktionsmenge einer Betrachtungsperiode errechnet werden
- **Kosten pro verminderte oder vermiedene Emissionseinheit.** Dieses kann nützlich sein als Basis für eine Kostenwirksamkeitsanalyse einer Technik (siehe Abschnitt 4.1)

3.4.7 Zusammenfassung des Leitfadens 8

Die folgenden Punkte geben eine Zusammenfassung zur Berechnung und Darstellung von Kosten:

- Darstellung der ursprünglichen Kosten in Preisen eines gemeinsamen Jahres
- klare Darlegung von Diskontierungs- und Zinssatz
- Benutzung von “realen Diskontierungssätzen” und “realen Preisen”
- die Basis des angewendeten Diskontierungssatzes sollte erklärt werden, ebenso alle zugrunde liegenden Annahmen. Wenn der tatsächlich angewendete Diskontierungssatz länder-, sektor- oder unternehmensspezifisch ist, sollte dieses und die Quelle angegeben werden
- Diskontierungs- und Zinssätze sollten vor Steuererwägungen angewendet werden.
- Berechnung und Darstellung erfolgen vorzugsweise als Jahreskosten.

3.5 Leitfaden 9 - Zurechnung der Kosten zum Umweltschutz

Bei den berichteten Kostendaten ist zu unterscheiden zwischen Maßnahmen zur Verringerung oder Vermeidung von Emissionen und Maßnahmen, die aus anderen Gründen vorgenommen werden. Andere Gründe sind beispielsweise Investitionsaufwendungen zur Energieeinsparung oder Abfallvermeidung, die Gutschriften erbringen können, welche die Kosten ausgleichen. In einigen Fällen kann es nützlich sein, zwischen Kosten zu unterscheiden, die durch Gutschriften ausgeglichen werden und Kosten, die dem Umweltschutz zugeschrieben werden können.

Im Allgemeinen dienen nachgeschaltete Techniken ausschließlich dem Zweck, die Schadstoffemissionen zu verringern oder zu verhindern. Die gesamten Investitionsausgaben und die Betriebs- und Wartungskosten der End-of-Pipe-Technik können in diesem Fall als Umweltschutzkosten betrachtet und dem Umweltschutz zugeschrieben werden.

Demgegenüber entstehen Schwierigkeiten bei der Abgrenzung von Umweltschutzkosten bei prozessintegrierten Maßnahmen, die den gesamten Produktionsprozess beeinflussen und zusätzlich zur Emissionsvermeidung anderen Zwecken dienen können. In diesem Fall können die Maßnahmekosten nicht allein dem Umweltschutz zugeschrieben werden, da auch Nutzen entstehen, wie Steigerung der Produktivität oder Verbesserung der Produktqualität. Falls der Nutzen größer ist als die Kosten für den Umweltschutzanteil, sollte zunächst die Amortisationszeit der Maßnahme betrachtet werden. Bei einer Amortisationszeit von unter drei Jahren handelt es sich für den Betreiber um ein ökonomisch attraktives Projekt, von dem angenommen werden kann, dass es primär nicht aus Umweltschutzgründen durchgeführt wird, was bei der Anrechnung von Umweltschutzkosten zu berücksichtigen ist [6, Europäische Umweltagentur, 1999]. In diesem Fall sind weitere Auswertungen mit diesem Leitfaden nicht erforderlich.

Für Projekte mit längerer Amortisationszeit können die Kosten mit denen ähnlicher Projekte jedoch ohne Umweltschutzaspekt verglichen werden. Der Unterschied in den Kosten kann als Umweltschutzkostenanteil angesehen werden. Dieses erschwert die Bewertung. Falls klare Vergleiche nicht möglich sind, muss die Entscheidung auf der Basis der begrenzten Informationen getroffen werden.

Sobald eine Technik sich etabliert hat, kann sie zum Standard werden und weniger umweltfreundliche Alternativen verdrängen. Wenn solch eine Situation auftritt, wird nicht weiter davon ausgegangen, dass die Technik Umweltschutzkosten trägt [6, Europäische Umweltagentur, 1999].

Obgleich die Kosten dem Umweltschutz nicht immer direkt zurechenbar sind, ist es wesentlich, dass die zur Kostenzurechnung verwendeten Gründe und Rechtfertigungen transparent sind. Der Nutzer sollte sicherstellen, dass an diesem Punkt alle getroffenen Entscheidungen oder Annahmen klar in der Bewertung angegeben werden.

4 BEURTEILUNG DER ALTERNATIVEN

Nachdem Schätzungen über die Umweltfolgen und Kosten für jede der alternativen Techniken vorliegen, müssen die Alternativen verglichen werden um festzustellen, welche die Kriterien für BVT erfüllen. Wie an anderer Stelle in diesem Dokument gesagt worden ist, erfolgt die endgültige Entscheidung mittels Sachverständigenurteil, das durch die unten beschriebenen Ansätze unterstützt werden kann. Die Kostenwirksamkeit einer Technik ist maßgeblich für die Bestimmung von BAT und in dieser Hinsicht ist es nützlich herauszufinden, welche Technik den höchsten Wert (Umweltnutzen) relativ zum Aufwand (Kosten) hat. Dieses Kapitel diskutiert die Methoden zur Bestimmung der Kostenwirksamkeit von verschiedener Optionen und die Nutzung von Benchmarks oder Referenzgrößen zur Beschreibung des Umweltnutzens, um so die Ermittlung von BVT zu unterstützen. Eine derartige Evaluierung der Alternativen unterstützt die Transparenz und Konsistenz, indem die Gründe, die zu einer Entscheidung geführt haben, dargelegt werden.

Abbildung 4.1 zeigt schematisch wie die in den vorangehenden Kapiteln zu medienübergreifenden Effekten und zur Kostenmethodik beschriebene Aspekte mit den in diesem Kapitel diskutierten Methoden zusammenhängen.

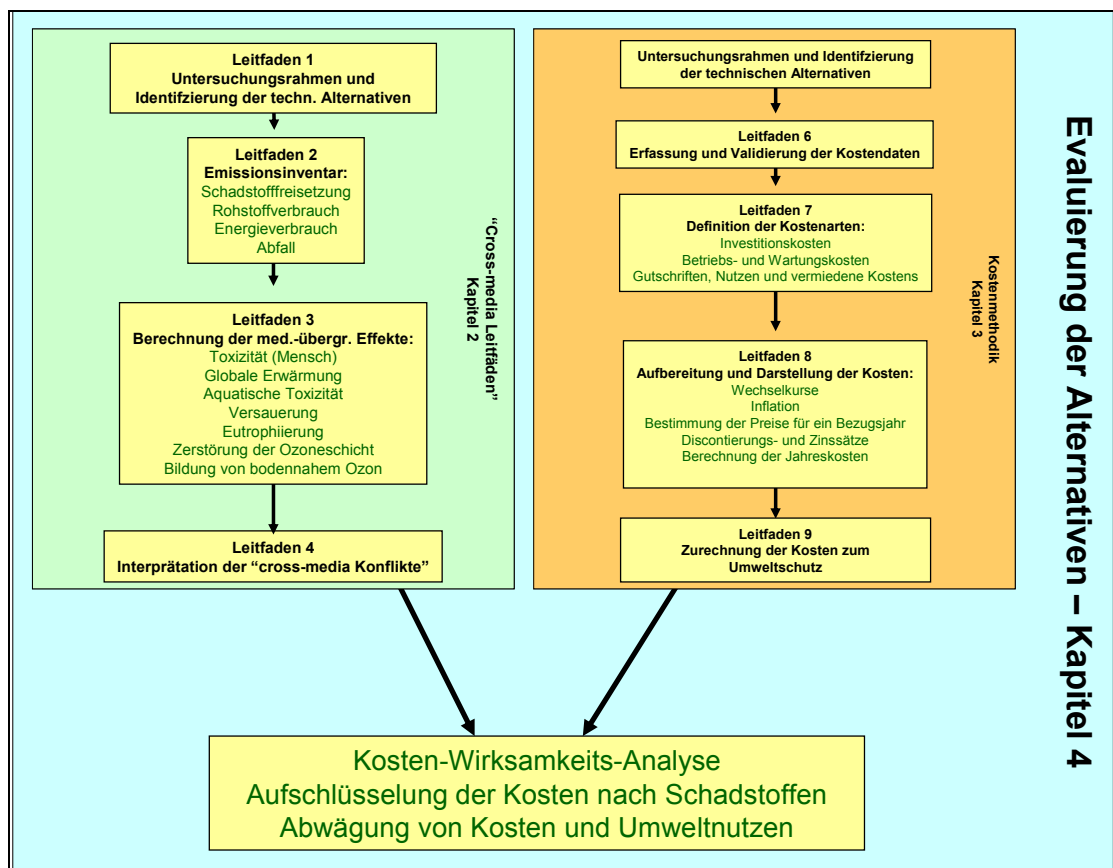


Abbildung 4.1: Evaluierung der Alternativen

4.1 Kostenwirksamkeitsanalyse

Die Kostenwirksamkeitsanalyse ist eine häufig verwendete anerkannte Technik zur Vorbereitung oder Implementierung von Umweltpolitik. Das Grundmodell ist einfach: Man kann einen Euro nur einmal ausgeben. Im Kontext der Umweltpolitik bedeutet dieses, dass es das Ziel sein muss, den höchsten Umweltnutzen für jeden für Umweltschutzzwecke ausgegebenen Euro zu erreichen.

Der eindeutigste Vergleich der Kosten und des Nutzens einer Maßnahme ergibt sich durch Monetarisierung beider Seiten und ihrer Gegenüberstellung in einer Kostennutzenanalyse (KNA). Wenn der Nutzen die Kosten überwiegt, handelt es sich um eine lohnende Investition. Falls mehrere alternative Maßnahmen positive Resultate zeigen, hat die Maßnahme mit dem positivsten Resultat das beste Kostennutzenverhältnis. Jedoch erfordert eine Kostennutzenanalyse viele Daten und bestimmte Nutzen sind schwierig zu monetarisieren.

Eine Kostenwirksamkeitsanalyse ist einfacher als eine KNA, da in ihr die Umweltnutzen zwar quantifiziert aber nicht monetarisiert werden. Diese Art der Analyse dient normalerweise der Feststellung, welche Maßnahme vorzuziehen ist, um ein spezifisches Umweltschutzziel mit den niedrigsten Kosten zu erreichen.

Die Kostenwirksamkeit (KW) einer Technik wird definiert als:

[61, Vito, et al., 2003]

$$KW = \frac{\text{Jahreskosten}}{\text{Emissionsminderung pro Jahr}} \quad (\text{z.B. 5 EUR/kg VOC vermindert})$$

Zur Bestimmung von BVT ist die Anwendung des KW-Konzeptes nicht einfach. Allerdings ist die Erstellung einer Rangfolge der BVT Optionen nach ansteigender KW nützlich, um z. B. Optionen auszuschließen, die im Vergleich mit dem erreichten Umweltnutzen wirtschaftlich nicht vertretbar sind. Vorschläge, wie man diesem Problem umgehen kann werden in Abschnitt 4.3 behandelt.

4.2 Aufschlüsselung der Kosten nach Schadstoffen

Die Methodik zur Kostenberechnung von BVT-Optionen ist im vorhergehenden Kapitel behandelt worden. In diesem Abschnitt werden zusätzliche Informationen über die Aufteilung von Kosten auf die vermiedenen Schadstoffe gegeben.

In den meisten Fällen können die hauptsächlichen Umweltfolgen durch eine einzelne Zahl dargestellt werden (z.B. nur NO_x-Reduzierung, nur CO₂-Reduzierung, nur die summierten lokalen Lufteffekte oder nur die summierten lokalen Wassereffekte). Falls durch die Anwendung einer Technik eine Bandbreite von Schadstoffen vermindert wird, bedarf es einer Methode, die Kosten zwischen den verschiedenen verminderten Schadstoffen aufzuteilen. Katalysatoren verringern z. B. die Emissionen von NO_x, VOC und CO. Folglich verringert diese Maßnahme nicht nur die Entstehung von bodennahem Ozon (als Primärgrund für ihre Anwendung) sondern auch von Eutrophierung und Versauerung.

Falls die Kosten einer Umweltschutzmaßnahme auf verschiedene Schadstoffe verrechnet wurden, ist die Verrechnungsmethode zu beschreiben.

Es gibt zwei Möglichkeiten der Kostenverrechnung:

- (1) Die Kosten einer Technik können vollständig dem Umweltproblem zugeordnet werden, für dessen Verringerung die Technik ursprünglich eingesetzt wurde. Im Fall des Katalysators wäre das die Ozonbildung durch Luftschadstoffe. Die Wirkung auf andere Schadstoffe würde ohne Kostenanlastung als zusätzlicher Nutzen angesehen.
- (2) Es kann ein Schema zur Verteilung der Kosten auf betroffene Umweltprobleme entwickelt werden.

Für die Evaluation von medienübergreifenden besten verfügbaren Techniken ist die erste der oben beschriebenen Annäherungen (also (1)) besser geeignet, da sie transparenter ist. Falls der zweite Ansatz verwendet wird, sollte, wenn über Ergebnisse berichtet wird, die Methodik klar

dargelegt werden um sicherzustellen, dass die Methodik zur Kostenaufteilung transparent ist und im Abschlußbericht vollständig erklärt wird.

4.3 Abwägung von Kosten mit dem Umweltnutzen

Bei der Bestimmung von BVT ist es notwendig, Kosten und Nutzen gegeneinander abzuwägen oder mit anderen Worten, Techniken mit einer vernünftigen Kostenwirksamkeit herauszufiltern. In diesem Abschnitt werden Bewertungsmethoden zur Angemessenheit der Kostenwirksamkeit dargestellt.

4.3.1 Referenzpreise

„Referenzpreise“ sind Preise, die in verschiedenen Mitgliedsstaaten zur Förderung von Entscheidungsprozessen verwendet worden sind. Terminologie und Methoden zur Ableitung dieser Werte variieren. Sie können aber ein nützliches Werkzeug bei der Abwägung sein, ob eine Investition in eine bestimmte Technik einen hinreichenden Gegenwert erbringt. Für diese für Umweltverschmutzung abgeleitete Werte werden Bezeichnungen, wie „Schattenpreise“, „Referenzkosten“, „Benchmarkpreise“ und „Abgaben“ verwendet. Falls ein Wert über die Umweltverschmutzung vorliegt, kann er verwendet werden, wie in Tabelle 4.3 beschrieben ist. Einige Beispiele, wie „Schattenpreise“ in bestimmten Mitgliedsstaaten abgeleitet und verwendet werden, sind unten besprochen.

Dänemark

Werte für Umweltfolgen von Schadstoffen wurden in dem Bericht: „En omkostningseffektiv opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelse“ (Kostenwirksame Erfüllung der Minderungsverpflichtung Dänemarks) 2003 verwendet, in welchem verschiedene Maßnahmen zur Verringerung von CO₂ analysiert und die Kosten dieser Maßnahmen geschätzt werden [50, Bjerrum, 2003].

In diesem Bericht wird auch die Tatsache diskutiert, dass Maßnahmen zur Verringerung von CO₂ auch die Emissionen von SO₂ und NO_x verringern, was als positive Nebenwirkungen angesehen wird. Zwei unterschiedliche Bewertungstechniken (Vermeidungskosten und Schadenskosten) werden verwendet, um einen Wert für die Wirkung der Schadstoffe abzuleiten.

- (1) Verminderung von NO_x und SO₂ aus einem Kraftwerk mit dem Ziel der Erreichung von NO_x- und (nicht übertragbaren) SO₂-Kontingenten. Die ökonomischen Werte von NO_x und SO₂ reflektieren die Opportunitätskosten des Betreibers zur Erfüllung der Kontingente, (d.h. die Grenzkosten der Verringerung der Emissionen auf andere Weise). Für SO₂ werden die Grenzkosten als gleich zu einer im Jahr 2000 eingeführten Steuer auf SO₂ mit einem Satz von DKK 10/kg SO₂ bewertet. Für NO_x werden die Grenzkosten auf DKK 14,5/kg geschätzt. Diesem Wert liegen die Kosten einer DeNO_x-Anlage bei einem Kohlekraftwerk zu Grunde.
- (2) Die Kosten stammen von ExternE and werden auf DKK 30/kg für SO₂ and DKK 35/kg für NO_x festgelegt. Die erheblichen Unsicherheiten dieser Kosten wurden in Kauf genommen.

Vereinigtes Königreich

Die Umweltagentur für England und Wales erarbeitet zurzeit „Benchmarks“ auf der Basis von Kosten für ähnliche Technologien, deren Investitionen bereits getätigt worden sind. Die Agentur ist dabei, eine Datenbank zu Kosten von Vermeidungstechnologien zu erstellen, wie sie errichtet werden. Die Informationen dieser Datenbank sollen zu einer besseren Konsistenz zwischen den in den unterschiedlichen industriellen Sektoren erwarteten Investitionen beitragen. Diese Kostendaten kennzeichnen das zeitliche Niveau einer Ausgabe für die Verminderung einen

bestimmten Schadstoffes und können als Anhaltswerte verwendet werden, um festzustellen, ob zukünftige Investitionskosten angemessen sind.

Schweden

Im Folgenden eine Darstellung, wie Referenzwerte in Schweden genutzt werden [58, Ahmadzai, 2003]:

Häufig kommt es vor, dass eine Umweltschutzmaßnahme mehrere Medien betrifft. Die Kalkulation von „Vermeidungskosten“ kann durch folgende zwei Beispiele illustriert werden:

1) Vorausgesetzt werden jährlichen Kosten von 1 Million EUR (1000000) für die Verminderung von 200 Tonnen NO_x/Jahr (das sind bei Kosten von 5 EUR/kg schätzungsweise 1 EUR/kg mehr als die Abgabe von 4 EUR/kg – die Abgabe wird zur Förderung der Verminderung verschiedener Schadstoffe erhoben und an die Industrie zurückgegeben). Zusätzlich wird eine beträchtliche Verminderung von Gerüchen angenommen.

Eine Technik mit Kosten bis zu 4 EUR/kg NO_x erscheint attraktiv, da sie die Abgabe vermeidet. Die Differenz zwischen Effektivkosten und Kosten, die normalerweise attraktiv sein würden ist mit den entstehenden Nutzen abzuwägen. In diesem Fall bedeutet eine Reduzierung von 200 Tonnen NO_x pro Jahr zu 4 EUR/kg eine Reduzierung der Abgabe um 800000 EUR. Falls argumentiert werden kann, dass die Verminderung der Geruchsemissionen zu 200000 EUR pro Jahr (d.h. 1000000 EUR 800000 EUR) wünschenswert ist, kann die Investition als Ganzes gerechtfertigt werden.

2) Vorausgesetzt wird, dass mit jährlichen Kosten von 1,2 Mio EUR die NO_x-Emissionen um 250 t/a und Schwefel um 100t/a gemindert werden. Bei einer Abgabe von 4 EUR/kg NO_x und 3 EUR/kg Schwefel ergibt sich eine Bewertung wie folgt:

Jährliche Kapital- und Betriebskosten	= 1200000 EUR
Wert von 100 Tonnen Schwefel 3 EUR/kg	= 300000 EUR
Zurechnung zur NO _x Reduzierung	= 900000 EUR
Spezifische Minderungskosten für NO _x (900000/250000)	= 3,6 EUR/kg (liegt unter dem Abgabensatz von 4 EUR/kg) und die Investition ergibt einen höheren Gegenwert.

Schlussfolgerung: Die Vermeidung weiterer Schadstoffe in verschiedenen Medien kann durch Schattenpreise (Steuern) berücksichtigt und im Licht des Gesamtvorteils eine Investition bewertet werden.

Quelle: Swedish EPA Report 4705 Beräkningar av kostnader för miljöskyddsinvesteringar; 1996/03

In Schweden gibt es auch Werte für Planungszwecke. Die folgenden Schlüsselwerte für verschiedene Schadstoffe werden im SIKÄ Report 2000:3 „ASEK Kalkylvärden i Sammanfattning“, April 2000 empfohlen und zusammen mit den gegenwärtig in Sweden in Abgaben und Steuern genutzten Werten berichtet [51, Ahmadzai, 2003]:

Veranlagung für Luftschadstoffe, SEK/kg (1999 Preise für regionale Umwelteinwirkungen):

NO_x = SEK 60/kg (gegenwärtiger Abgabesatz SEK 40/kg wird an Industrie zurück erstattet)

SO₂ = SEK 20/kg (gegenwärtiger Abgabesatz SEK 15/kg SO₂ oder SEK 30/kg S)

VOC = SEK 30/kg (keine Abgabe oder Steuer angewendet, aber SEK 50-100/kg VOC wird für verschiedene Industriesektoren und Haushaltsgeräte als „vertretbar“ angesehen)

CO₂ = SEK 1.5/kg

Ein Diskontierungssatz von (real) 4 % wird empfohlen.

Das folgend Beispiel illustriert, wie die Auswahl einer Technologie unter Berücksichtigung von medienübergreifenden Effekten mit dem schwedischen Ansatz erleichtert werden kann. Die Investitionskosten gelten für eine Industrieanlage bestimmter Kapazität. Die Berechnung der Jahreskosten berücksichtigt einen Kapitalrückflussfaktor.

Tabelle 4.1 stellt die spezifischen Emissionen und Verbräuche für zwei Technologieoptionen mit gleicher Produktionskapazität in Tonnen im kommerziellen Betrieb einer Anlage mit unterschiedlichen volumetrischen Kapazitäten dar. Tabelle 4.2 vergleicht diese Optionen unter Benutzung der in Schweden geltenden Schattenpreise und Steuern. Tabelle 4.3 stellt den Jahresnutzen der Optionen dar, setzt ihn zu den jährlichen Investitionskosten ins Verhältnis und fasst auch das Nutzen-/Investitionskostenverhältnis zusammen, das eine Entscheidungshilfe bei der Bewertung der Alternativen ist. Mögliche Streitfragen im Genehmigungsverfahren, die eine vertiefte Begründung benötigen, sind im Wesentlichen solche, die auf lokaler Ebene eine Prioritätensetzung benötigen. Diese sind hauptsächlich:

- der zu berücksichtigende gültige oder verhandelbare Schattenpreis
- Schadstoffe, von den angenommen wird, dass sie im speziellen Fall Priorität haben
- der relevante Amortisationsfaktor (der für den Betreiber, für die Verhandlungs- und für die Genehmigungsbehörde als angemessen angesehen wird)
- eine angemessene Kombination der o. g. Punkte.

Einheiten pro Jahr	projektiert	Option 1	Option 2
Produktion, m ³	625000	1500000	1250000
Produktion, t	56000	59000	59000
Umweltparameter			
SO ₂	250	168	82
NO _x	30	30	10
CO ₂	24000	700	23000
Staub	380	100	280
Phenol	27	25	2
Ammoniak	52	34	18
Formaldehyd	15	15	0
VOC	94	74	20
BSB	100	10	15
P _{tot}	20	2	10
N _{tot}	50	5	20
Wasser	23000	23000	10000
Abfall	100000	34000	30000
Energie in MWh/a	44210	40000	44210

Tabelle 4.1: Emissions- und Verbrauchsdaten für zwei technologische Optionen 1 and 2

	Schattenpreis EUR/Einheit	spez. Reduktion pro Jahr Option 1	Schattenpreis EUR/a äquivalent	spez. Reduktion pro Jahr Option 2	Schattenpreis EUR/a äquivalent
SO ₂	1500	82	123000	168	252000
NO _x	4000	0	0	20	80000
CO ₂	150	23300	3495000	1000	150000
Staub	10	280	2800	100	1000
Phenol	siehe VOC	2		25	
Ammoniak	siehe VOC	18		34	
Formaldehyd	siehe VOC	0		15	
VOC	5000	20	100000	74	370000
BSB	810	90	72900	85	68850
P _{tot}	23000	18	414000	10	230000
N _{tot}	11000	45	495000	30	330000
Wasser	1		0	13000	13000
Abfall	100	66000	6600000	70000	7000000
Energie, MWh/a	2	4210	8420	0	0
Summe alle Medien Kosten "Nutzen", EUR/a			11311120		8494850

Tabelle 4.2: Vergleich der technologischen Option 1 und 2 mittels Schattenpreisen

Indikator		Option 1	Option 2
„Gesamtnutzen“, alle Medien EUR/a		11311120	8494850
Investition (EUR)		30023000	31000000
Kapitalrückflussfaktor, 10 %, 10 a	0.16275		
jährliche Investition (EUR/a)		4886243	5045250
Verhältnis Nutzen/Investition		2.31	1.68

Tabelle 4.3: Vergleich von Kosten und "Nutzen"

Schlussfolgerung: Im oben betrachteten Fall ergibt Option 1 ein besseres Ergebnis zwischen Kosten und Nutzen, was durch ein höheres Nutzenverhältnis von 2,31 zu 1,68 angezeigt wird.

Belgien

Holländische "indikative Referenzwerte" (die Bezeichnung bedeutet Schattenpreise) wurden verwendet, um eine Bandbreite der Kostenwirksamkeit für VOCs, Partikel, NO_x und SO₂ festzusetzen [53, Vercaemst, 2003]. Die Bandbreite basiert auf einer Auswahl in den Niederlanden in praktischen Fällen realisierter Minderungsmaßnahmen. Sie zeigt, welche Kostenwirksamkeitsniveaus zu der Zeit akzeptabel waren, als die Maßnahmen realisiert wurden. Die Methodik wurde angewendet um festzustellen, welches Kostenwirksamkeitsniveau heute noch „angemessen“ ist. Zu diesem Zweck stand fest, dass nur der höchste Wert der abgefragten Kostenwirksamkeitsniveaus infrage kommt, weshalb die „indikativen Referenzwerte“ auf den höchsten Werten basieren. Sie wurden abgeleitet, indem Maßnahmen ausgeschlossen wurden, die in hohem Maß spezifischen Zwecken dienen.

Der Ansatz zeigt, welche Maßnahmen kosteneffektiver sind als der „indikative Referenzwert“ und deshalb, in der Theorie, annehmbar und angemessen sind. Maßnahmen oder Techniken, die weniger kosteneffektiv sind als der „indikative Referenzwert“ werden als, in der Theorie, nicht annehmbar und nicht angemessenen angesehen. Die Referenzwerte sind als „theoretisch“ und „indicativ“ anzusehen, da sie lediglich Hinweise geben können über das, was angemessen ist und was nicht; sie können nicht in allen Fällen als harte und schnelle Entscheidungskriterien benutzt werden. In Sonderfällen ist für ihre Anwendung Flexibilität angebracht.

Referenzwerte für Gesamtkostenwirksamkeit

Schadstoff	Indikativer Referenzwert (EUR/kg Emissionsminderung)
VOC	5 ^a
Staub	2,5 ^b
NO _x	5
SO ₂	2,5
^a Ausgeschlossen sind integrierte Maßnahmen und Fälle, in denen schädliche VOCs emittiert werden, wie Benzol. ^b Ausgeschlossen sind die Vermeidung spezifischer Staubemissionen, wie Schwermetalle, für die signifikant geringere Werte als akzeptable Kostenwirksamkeit begründet werden können.	

Tabelle 4.4: Indikative Referenzwerte für Gesamtkostenwirksamkeit

Detaillierte Hintergrundinformationen zur Ableitung dieser Werte finden im InfoMil-Dokument [54, Infomil, 2001].

Referenzwerte für Grenzkostenwirksamkeit

Es kann notwendig sein, auch die Grenzkostenwirksamkeit einer Technik zu betrachten. Grenzeffekt wird hier definiert als Unterschied zwischen der Wirksamkeit bei Ersatz oder Verbesserung der vorhandenen Maßnahme und der Wirksamkeit der vorhandenen Maßnahme. Grenzkostenwirksamkeit wird dann als der Quotient von Grenzkosten und Grenzwirksamkeit definiert. Die Tabelle unten zeigt die Unter- und Obergrenze der Referenzwerte für Grenzkostenwirksamkeit. Diese Begrenzungen werden entweder auf das 1.5-fache oder das 4-fache der der indikativen Referenzwerte von Tabelle 4.4 festgelegt.

Bei Neuanlagen ist die Gesamtkostenwirksamkeit normalerweise das einzige Kriterium. In einer vorhandenen Anlage, in der bestehende Umweltschutzmaßnahmen verbessert oder erneuert werden, ist es notwendig, die Gesamt- und Grenzkostenwirksamkeit zu bewerten.

Schadstoff	Untergrenze Grenzkostenwirksamkeit (EUR/kg Emissionsminderung)	für	Obergrenze Grenzkostenwirksamkeit (EUR/kg Emissionsminderung)	für
VOC	7,5		20	
Staub	3,75		10	
NO _x	7,5		20	
SO ₂	3,75		10	

Tabelle 4.5: Indikative Referenzwerte für GrenzkostenwirksamkeitDer Entscheidungsprozess

Abbildung 4.2 illustriert, wie die Referenzwerte für die Gesamt- und Grenzkostenwirksamkeit genutzt werden können.

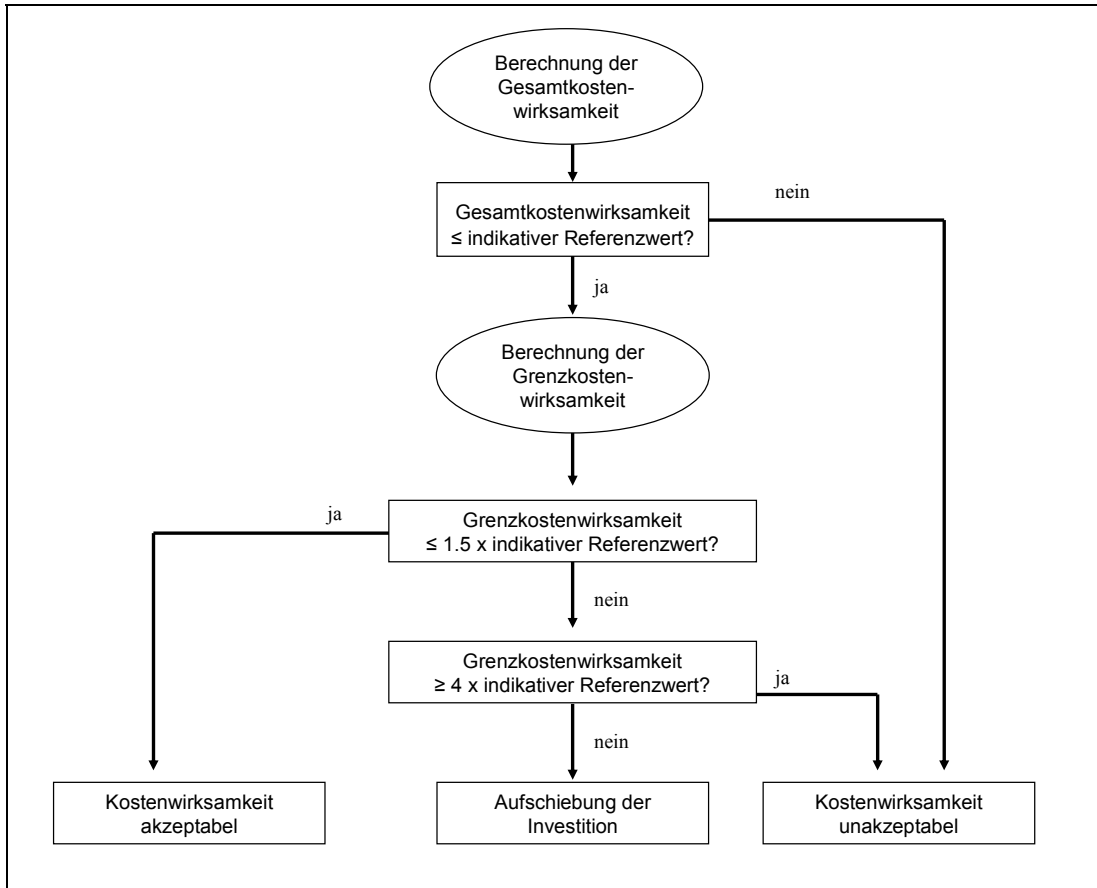


Abbildung 4.2: Entscheidungsprozess zur Evaluierung von Kostenwirksamkeit

Nutzung von Referenzwerten bei der Bestimmung von BVT in Flandern

Ab 1995 haben die flämischen Behörden Vito mit der Bestimmung von BVT auf Sektorebene beauftragt. Ab 2004 hat Vito's BVT-Zentrum BVT-Berichte für über 30 (hauptsächlich nicht-IPPC) Branchen veröffentlicht. Für jede Branche erfolgt in einem gestuften Verfahren die BVT-Bestimmung. Einer dieser Schritte ist die Evaluierung der ökonomischen Verfügbarkeit der in Erwägung stehenden alternativen Optionen. Dabei geht Vito davon aus, dass eine Option nur dann als ökonomisch verfügbar angesehen werden kann, wenn: (i) für ein im Durchschnitt des Sektors gut geführtes Unternehmen, eine Anwendung dieser Technik durchführbar ist und (ii), wenn das Kostenwirksamkeitsverhältnis angemessen ist. Nur in Fällen, in denen die ökonomische Vertretbarkeit fraglich ist, ist eine ausführliche Analyse durchzuführen. Im Bereich Feuerungsanlagen war eine solche ökonomische Analyse notwendig. Das Beispiel stammt vom Report "Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren" („Best verfügbare Techniken für Feuerungsprozesse und stationäre Motoren). [52, Gooverts, et al., 2002]

Der Bericht wertet Industrief Feuerungen mit einer Kapazität von mindestens 100 kWth und stationäre Motoren (Gasmotoren, Dieselmotoren, Gasturbinen) mit einer Leistung von mindestens 10 Kilowatt aus. Der Schwerpunkt liegt auf Techniken zur Minderung von NOx- und SO₂-Emissionen. Für die betrachteten technischen Alternativen wurden die jährlichen Gesamtkosten (Investitions- und Betriebskosten) sowie die Wirksamkeit zur Schadstoffverminderung ermittelt. Für die Kostenwirksamkeitsbewertung wurden die holländischen Referenzwerte für Gesamtkostenwirksamkeit in Tabelle 4.4 verwendet.

Zum Beispiel:

- Schadstoff NO_x
- Anlage Kohle, >600 MW
- Technik lNO_x-arme Brenner
- Kostenwirksamkeit 1,3 EUR/kg NO_x vermindert.

Test: 1,3 EUR/kg < 5 EUR/kg; weshalb die Kostenwirksamkeit dieser Technik als vertretbar angesehen wird (+). Die folgende Tabelle zeigt das Ergebnis der Analyse für Flandern.

Technik	Kohle befeuerte Anlagen Feuerungswärmeleistung größer als (MW)					Öl befeuerte Anlagen Feuerungswärmeleistung größer als (MW)					Gas befeuerte Anlagen Feuerungswärmeleistung größer als (MW)				
	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600
NO _x															
Abgasrezirkulierung						+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Oberfeuerluft + Abgasrezirkulierung						+	+	+	+	+					
NO _x -arme Brenner	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
NO _x -arme Brenner + Oberfeuerluft	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+					
Brennstoffstufung	+	+	+	+	+										
SNCR	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
NO _x -arme Brenner + Abgasrezirkulierung						-	+	+	+	+					
Brennstoffstufung + NO _x -arme Brenner						-	+	+	+	+					
NO _x -arme Brenner + SNCR											-	-	+	+	+
NO _x -arme Brenner + Oberfeuerluft + SNCR	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+					
NO _x -arme Brenner + Abgas- rezirkulierung + SNCR						-	+	+	+	+					
SCR	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
NO _x -arme Brenner + SCR	-	-	+	+	+										
NO _x -arme Brenner + Oberfeuerluft + SCR	-	-	+	+	+										
SO ₂															
Trockenadsorbtion	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Halbnass (oder Trockensprühturm)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Nasswäsche Ammoniak	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Nasswäsche Kalk(stein)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Nasswäsche Doppelalkali	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Regenerativ Wellman Lord	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
kombinierte NO _x /SO ₂ Techniken															
Activierte Kohle	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alkaliinjektion	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-
deSONO _x -WSA- SNO _x	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
schwefelarmer Brennstoff	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-

+ : vertretbare Kostenwirksamkeit
- : nicht vertretbare Kostenwirksamkeit

Tabelle 4.6: Evaluierung der Kostenwirksamkeit für NO_x- und SO₂-Minderungstechniken für Feuerungsanlagen in Flandern mittels indikativer Referenzwerte

4.3.2 Externe Kosten

Eine andere Möglichkeit zur Bewertung der Kostenwirksamkeit einer Maßnahme liegt im Vergleich der Maßnahmekosten mit den Sozialkosten der durch die Maßnahme vermiedenen Umweltschäden. Für diesen Vergleich braucht es eine Vorgehensweise zur ökonomischen Bewertung der vermiedenen Umweltverschmutzung. Hierzu sind verschiedene Methoden entwickelt worden.

Die Europäische Kommission (Generaldirektion Umwelt) hat externe Kosten für einige Luftschadstoffe abgeleitet. Als Teil der Entwicklung der Kostennutzenanalyse im Programm saubere Luft für Europa (Clean Air for Europe - CAFE)⁶, wurde ein Sonderbericht⁷ erarbeitet, um eine Umrechnungstabelle für die Schätzung der externen Kosten von Luftverschmutzung bereitzustellen. Externe Kosten wurden darin nur für einige Luftschadstoffe und nicht für andere Umweltmedien abgeleitet⁸.

Die zur Ableitung der Werte angewendeten Methoden folgen den grundlegenden Methoden, die durch das ExternE⁹ Projekt entwickelt wurden. Jedoch wurden die in der CAFE-KNA verwendeten Methoden zur Quantifizierung von Auswirkungen und Durchführung von Bewertungen einer intensiveren Prüfung und Expertenbegutachtung¹⁰ unterzogen, als dies vorher geschehen war.

Die durchgeführten Modellierungen zur Ableitung der Daten legen nahe, dass die erzeugten Resultate, einen großen Anteil an der Gesamtschädigungen für die meisten betrachteten Luftschadstoffe quantitativ wiedergeben, obwohl einige, ohne Zweifel wichtige Effekte ausgelassen werden mussten. Der Schadstoff, mit den schwerwiegendsten nicht berücksichtigten Wirkungen ist vermutlich VOC, weil organische Aerosole und die Auswirkungen, die mit langfristigen (chronischer) Belastung durch Ozon möglicherweise verbunden sind (wenn es sie gibt), ausgelassen wurden.

Der Effekt der Nicht-Berücksichtigung bestimmter Wirkungen muss im Kontext der gesamten Bandbreite an Unsicherheiten in der Bewertung gesehen werden, einschließlich der Modellannahmen und statistischen Unsicherheiten, die die Resultate sowohl nach oben, wie nach unten beeinflussen können. Es ist wichtig hervorzuheben, dass sich die externen Kosten der CAFE-KNA nur auf die menschliche Gesundheit beziehen. Ökosystemschäden konnten wegen des Mangels an Daten nicht monetarisiert werden¹¹.

Die Ableitung dieser Werte ist ein komplizierter Prozess mit einer ausführlichen Analyse der angenommenen Wirkungen und der Freisetzung dieser Schadstoffe. Methoden für die Berechnung der Werte folgen dem "Wirkungspfad-Ansatz", der die Ausbreitung der Emissionen, luftchemische Reaktionen und Auswirkungen auf empfindliche Rezeptoren berücksichtigt (Berechnungen mittels Expositions-/Wirkungsfunktionen). Die in Anhang 12 dieses Dokumentes dargestellten Werte entstammen dem CAFE-KNA-Bericht vom März 2005. Sie unterliegen zukünftiger Überarbeitung und Aktualisierung.

⁶ Siehe <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cale/activities/cba.htm>

⁷ Vertrag zur zur Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse für Aspekte der Luftqualität, insbesondere für das Clean Air for Europe (CAFE) Programm – Schäden pro Tonne Emissionen an PM_{2,5}, NH₃, SO₂, NO_x and VOC für die EU25 Mitgliedstaaten (ohne Cypern) und umgebende Meere. März 2005, AEA Technology Environment.

⁸ Siehe auch <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cale/> und <http://www.cale-cba.org/>

⁹ Weitere Information zum ExternE Projekt finden sich unter <http://externe.jrc.es/>

¹⁰ Krupnick et al (2004), Peer Review der Methodik für die Kosten-Nutzen-Analyse für das Clean Air for Europe Programme. Bericht für Europäische Kommission, Oktober 2004: <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cale/activities/krupnick.pdf>.

¹¹ Vertrag zur zur Erstellung der Kosten-Nutzen-Analyse für Aspekte der Luftqualität, insbesondere für das Clean Air for Europe (CAFE) Programm – Methoden für die Kosten-Nutzen-Analyse für CAFE: Volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA: Methods in the first analysis. April 2005, AEA Technology Environment

Für die Analysen wurden zahlreiche Annahmen gemacht, sowohl bei der Etablierung der angenommenen Umweltwirkungen wie bei der Ableitung der Werte für diese Umweltwirkungen. Der Nutzer sollte sich also dieser beträchtlichen Unsicherheiten der abgeleiteten Werte bewusst sein und diese Zahlen mit Vorsicht verwenden. Für politische Anwendungszwecke wird empfohlen, dass wegen der umfangreichen Unsicherheiten, die die Analyse von externen Kosten beeinflussen, Bandbreiten benutzt und Sensitivitäten erforscht werden. Unter Berücksichtigung dieser Unsicherheiten, können diese Benchmarks immer noch eine nützliche Hilfe für die Diskussion sein, ob das Einführen einer Technik hinreichenden Gegenwert bietet.

Obwohl die Verfügbarkeit von Daten begrenzt ist auf NH_3 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, SO_2 und VOCs bietet die Information einen nützlichen Ausgangspunkt für Diskussionen.

Die folgende Abbildung zeigt, wie die Daten als Bezugsbasis für Kostenwirksamkeitsvergleiche bei der Implementierung unterschiedlicher Maßnahmen genutzt werden.

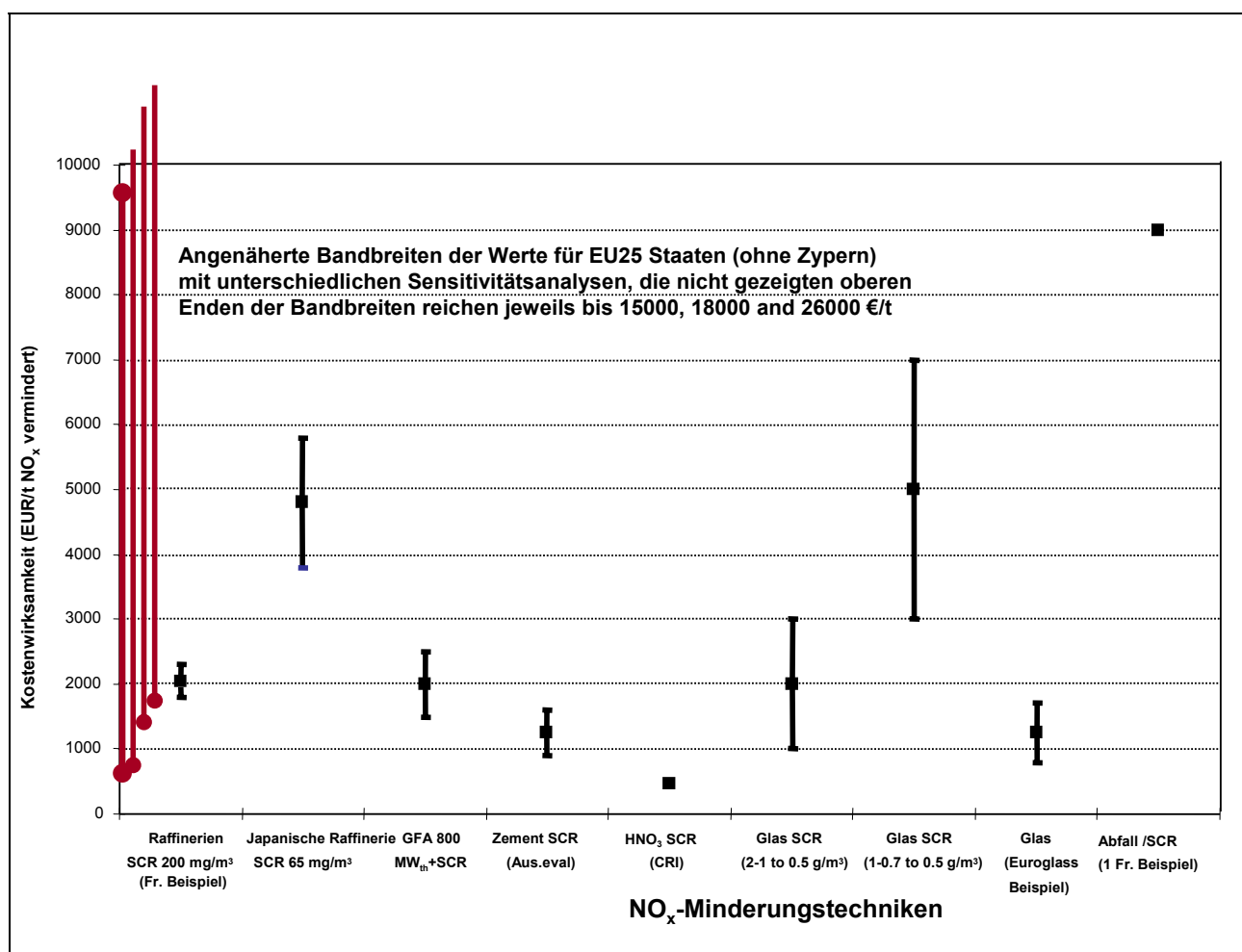


Abbildung 4.3: Daten zur Kostenwirksamkeit für einige NO_x -Minderungstechniken

Die in dieser Abbildung verwendeten Daten sind nur zur Illustration (sie umfassen eine Bandbreite unterschiedlicher Sektoren, die nicht unbedingt gegeneinander verglichen wurden). Die Daten wurden von Informationen abgeleitet, die für die Erarbeitung der "Mineralöl- und Gasraffinerien BREF" erfasst wurden [23, EIPPCB, 2001]. Sie basieren auf Kostendaten der NO_x CONF-Konferenz 2001; die Methodik für die Berechnung der Kosten ist älter und somit nicht mit der Methodik dieses Dokumentes validiert worden. Die Daten stellen jedoch eine nützliche Illustration dar, wie Kostendaten und externe Preise verglichen werden können. Sie erlaubt dem Nutzer eine Bewertung, ob der durch Implementierung der Technik erreichbare

Umweltnutzen einen hinreichenden Gegenwert darstellt. Eine solche Evaluierung kann als Rechtfertigung für die Auswahl der bevorzugten Technik nützlich sein.

4.3.3 Schlussfolgerungen aus der Beurteilung der Alternativen

Die Rangfolge technischer Alternativen nach ihrer Kostenwirksamkeit kann nützlich sein, um das beste Verhältnis zwischen den Kosten einer Technik und dem Umweltnutzen ihrer Anwendung herauszufinden. Probleme bei der Bildung der Rangfolge der Alternativen wurden bereits oben besprochen; jedoch muss der Nutzer entscheiden, welche Methode am besten geeignet ist. Die Evaluierung der Kostenwirksamkeit der betrachteten Alternativen kann dazu beitragen, eine strukturierte Vorgehensweise zur Bestimmung der bevorzugten Technik und zur Begründung der Auswahl dieser Technik zu liefern.

Die medienübergreifenden Leitfäden in Kapitel 2 erlauben dem Nutzer, die kritischen Umweltprobleme zu benennen und die Umweltschutzprioritäten festzulegen. Die Kostenmethodik in Kapitel 3 ermöglicht dem Nutzer, die Kosten der Techniken festzustellen und die Kosten der Alternativen in fairer Weise zu vergleichen. In Kapitel 4 - Evaluierung der Alternativen geht es um Möglichkeiten zur integrierten Betrachtung von Umweltfolgen und Kosten. Die Evaluierung der Kostenwirksamkeit und auch der monetäre Gegenwert des Umweltnutzens der Anwendung einer Technik können nützliche Informationen für die Begründung einer Entscheidung liefern.

Die Evaluierung der Kostenwirksamkeit ist ziemlich geradlinig und sehr nützlich, falls verschiedene Techniken zur Auswahl stehen. Wenn externe Kosten vorhanden sind, können diese als nützliche Leitgröße im Entscheidungsprozeß verwendet werden. Es gibt einige unterschiedliche Benchmarks für Kostenwirksamkeit, insbesondere externe Kosten und Schattenpreise. Obwohl beträchtliche Unsicherheiten in diesen Werten liegen können, können sie bei der Evaluierung des Nutzens der Anwendung einer Technik und in der Abwägung, ob ihre Implementierung einen hinreichenden Gegenwert bietet, sehr nützlich sein. Diese Methodik ist selbstverständlich auf die kleine Anzahl von Schadstoffen begrenzt, für die entsprechende Werte vorliegen.

Die Abwägung von Zielkonflikten zwischen Umweltfolgen und den Kosten der alternativen Techniken kann kompliziert sein. Es ist nicht möglich, alle möglichen Eventualfälle in einer einzigen Methodik vorwegzunehmen. Wo es Schwächen gibt, sind diese im Text dargelegt worden. Obgleich es bei der Identifizierung einer Technik als beste Alternative häufig auf ein Expertenurteil hinausläuft, sollen die in diesem Kapitel diskutierten Methoden dem Nutzer helfen, ein objektives Urteil zur Abwägung von Kosten und Nutzen zu fällen. Die Methoden schaffen auch die Voraussetzungen, um die Begründung klar darzulegen und helfen, einen transparenten Weg der Überprüfung für alle möglichen zu treffenden Entscheidungen zu etablieren.

5 WIRTSCHAFTLICHE VERTRETBARKEIT FÜR DEN SEKTOR

5.1 Einleitung

Die BVT-Definition der Richtlinie erfordert, dass Techniken, die als BVT bestimmt werden sollen, in einem Maßstab entwickelt sein müssen, der eine Implementierung im relevanten industriellen Sektor unter ökonomisch und technisch vertretbaren Bedingungen erlaubt (siehe Definition der Richtlinie von „verfügbar“, unten). Ob die Einführung von BVT in einem Sektor „ökonomisch vertretbar“ ist, ist wegen der Diversität innerhalb der von der Richtlinie erfassten Sektoren eine schwierige Entscheidung (unabhängig davon, ob es sich dabei um eine Technik oder eine Kombination von Techniken handelt, die eingeführt werden sollen). Dieses Kapitel gibt hierzu Hilfestellung, indem es einen Rahmen zur Strukturierung der Debatte setzt, ob die Implementierung einer Technik in einem Sektor „ökonomisch vertretbar“ ist.

Definition der Richtlinie zu “verfügbar” in Best Verfügbare Techniken:

„verfügbar“ bezeichnet die Techniken, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung in dem betreffenden industriellen Sektor unter wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind;

Eine Bewertung zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit ist ein Teil der BVT-Bestimmung auf Sektor(BREF)niveau im Allgemeinen; die IVU-Richtlinie enthält keine Vorschriften zur Bestimmung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit für die Festlegung von Anforderungen für eine einzelne Anlage im Rahmen einer Genehmigung. Eine eingehende Analyse ist nur notwendig, wenn die vorgeschlagenen Techniken zu einer grundlegenden Änderung im Industriesektor führen und/oder wenn die Vorschläge streitig sind.

Die Beweislast für die wirtschaftliche Nichtvertretbarkeit einer Technik liegt bei der Partei, welche Einwendungen gegen ihre Vertretbarkeit vorbringt (normalerweise die Industrie), da sie Gründe für diese Einwendungen und notwendige Beweis haben sollte oder zugänglich machen kann, die ihre Einwände bestätigen.

Die unten diskutierten Fragestellungen geben einen Rahmen, der die Bewertung zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit und die Darlegung der Beweismittel ermöglicht. Nach dem die Bewertung vorliegt, kann sie von der zuständigen technischen Arbeitsgruppe beraten werden, um zu entscheiden, ob oder ob nicht diese Fragestellungen die Bestimmung von BVT beeinflussen und wie.

Sachverständigenurteile haben bisher eine große Rolle bei der Evaluierung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit innerhalb des BREF Prozesses gespielt. Einige Mitgliedsstaaten haben Erfahrung mit stärker strukturierten Methoden und einige davon wurden in dieses Dokument aufgenommen. Die folgenden vier Faktoren werden als die bedeutendsten Aspekte der Abwägung bei der Bewertung der „wirtschaftlichen Vertretbarkeit im Sektor“ betrachtet:

- **Industriestruktur**
- **Marktstruktur**
- **Belastbarkeit**
- **Tempo der Implementierung**

Wie diese Faktoren in der Bewertung zusammengeführt werden, wird graphisch in Abbildung 5.1 unten gezeigt. Die Entscheidung, ob die vorgeschlagenen Investitionen vertretbar sind, hängt von der Möglichkeit des Sektors ab, die Extrakosten selbst zu tragen oder sie an Kunden oder Lieferanten weiter zu geben. Die Fähigkeit des Sektors, die Kosten an den Kunden weiterzugeben hängt von der „Industriestruktur“ und der „Marktstruktur“ ab, wogegen die Fähigkeit des Sektors, die Kosten selbst zu tragen von der „Belastbarkeit“ des Sektors abhängt. Falls nach der Abwägung dieser Fragestellungen das Bündel der BVT Optionen als vertretbar angesehen wird, kann es, um die Implementierung der Techniken im Sektor zu erleichtern, notwendig sein, den Implementierungszeitraum zu betrachten, d.h. das „Tempo der Implementierung“.

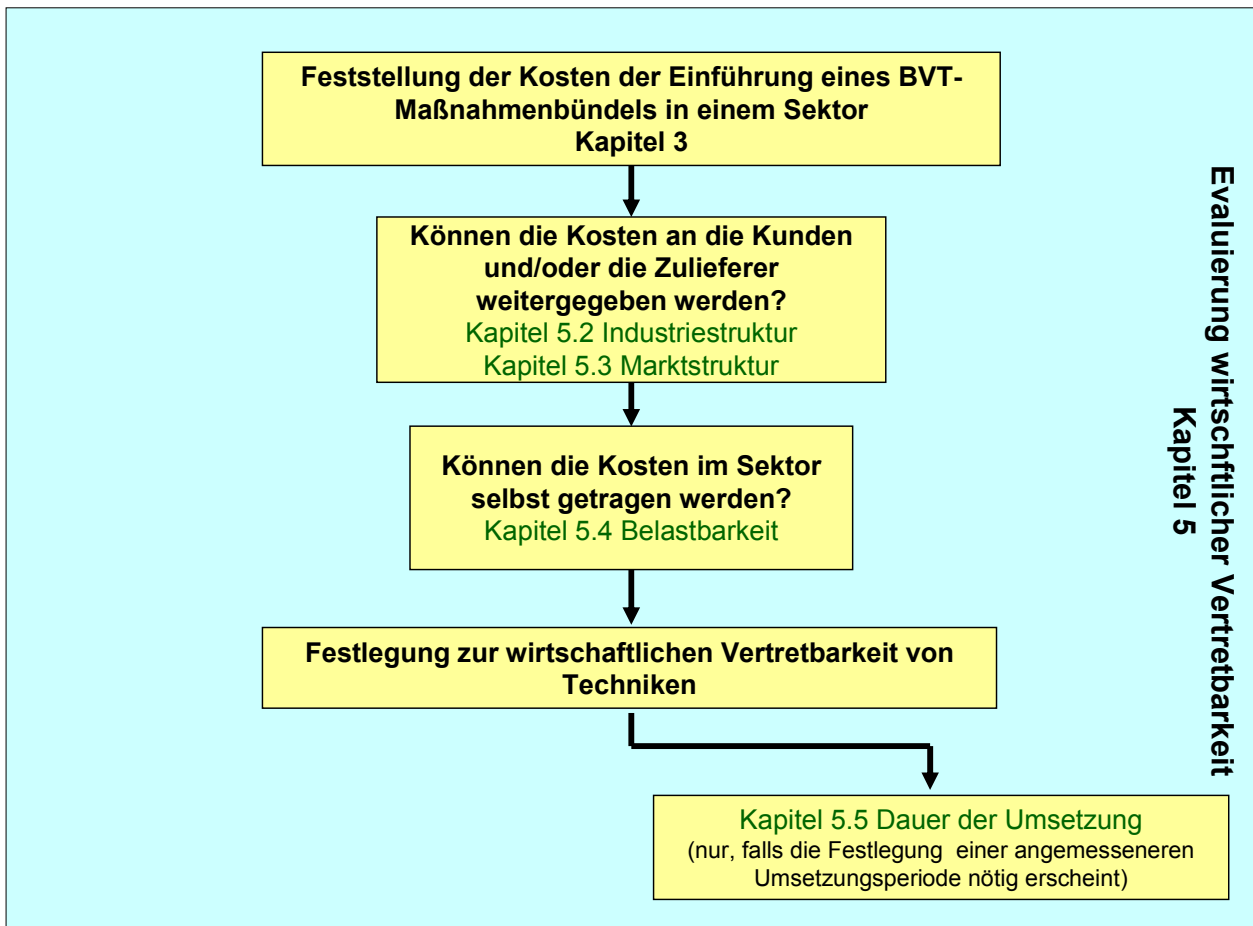


Abbildung 5.1: Evaluierung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit für den Sektor

Alle vier Faktoren werden unten ausführlich diskutiert. Obgleich es zwangsläufig weitere Faktoren gibt, die für einige Sektoren wichtig sein können, sollte die Verengung der Debatte auf diese vier Schlüsselfaktoren die Objektivität des Entscheidungsprozesses verbessern und helfen sicherzugehen, dass alle Sektoren konsistent behandelt werden.

Die Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit ist in vielen Fällen ein auf Beurteilung gründender Prozess und häufig, kann es möglich sein, dass umfassende Daten nicht vorhanden oder mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Diese Beschränkungen müssen von Beginn der Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit verstanden werden und im Bericht zur Sicherung von Transparenz klar angegeben werden.

5.2 Industriestruktur

Die Bezeichnung „Industriestruktur“ beschreibt die sozioökonomischen Eigenschaften des betrachteten Sektors sowie die technischen Eigenschaften und Besonderheiten der darin vertretenen Anlagen. Diese Eigenschaften geben Einblick in die Struktur der Branche und den Aufwand für die Implementierung neuer BVT-Techniken.

5.2.1 Beschreibung der Industriestruktur

Die Beschreibung der Industriestruktur sollte folgende Fragestellungen berücksichtigen:

Größe und Anzahl der Betriebe im Sektor - In einigen Sektoren, wie „Eisen und Stahl“ sowie „Raffinerien“ sind integrierte Großanlagen typisch, während in anderen Sektoren, wie „Intensivtierhaltung“ viel kleinere Betriebe die Norm sind. Andererseits gibt es Sektoren, die durch eine Mischung von Groß- und Kleinanlagen gekennzeichnet sind, wie in den Sektoren „Textilien“ und „Papier und Zellstoff“.

Unterschiedlich große Anlagen können auf die Implementierung von BVT unterschiedlich reagieren – bei größeren Anlagen können sich zwar Kostendegressionen ergeben, aber die Investitionskosten der Anlagen sind im Allgemeinen hoch und die Vorbereitungs- und Anlaufzeiten für die Ersatzanlagen sind normalerweise lange. Für kleinere Anlagen kann der Ersatz oder Neubeschaffung von Apparaturen weniger kapitalintensiv sein, Amortisationszeiten können hingegen genau so lang sein wie bei Großanlagen.

Technische Eigenschaften der Einrichtungen - Die vorliegende Infrastruktur einer Anlage hat einen gewissen Einfluss auf die Art der zu installierenden BVT und beeinflusst die Kosten der Nachrüstung.

Nachgeschaltete Techniken können verhältnismäßig preiswert und schnell nachgerüstet werden. In den meisten Fällen verursachen nachgeschaltete Techniken aber zusätzliche Betriebskosten und erreichen nicht die verbesserten Prozesswirkungsgrade, die mit prozessintegrierten Maßnahmen erzielt werden. Andererseits können BVT-Verbesserungen durch Prozessintegration oder Übergang auf umweltfreundliche Technologien teuer sein, weil es notwendig ist, die Produktion runterzufahren und den Prozess zu erneuern.

Höhere Anfangskosten durch Einführen prozessintegrierter Maßnahmen können durch höhere Wirkungsgrade und verringerte Betriebskosten langfristig ausgeglichen werden. Allerdings ist es schwierig, die Kosten der prozessintegrierten Maßnahme von anderen Betriebskosten zu unterscheiden (siehe Abschnitt 3.5).

Anlagennutzungsdauer – Einige Branchen haben lange Anlagen- und Apparatennutzungsdauern, während in anderen Branchen durch den normalen Verschleiß und Verfahrensinnovationen Einzelteile der Ausrüstung häufiger zu ersetzen sind. Für einige Industrie-sektoren ist die ökonomische Lebensdauer der bestimmende Faktor für Investitionszyklen.

Eine zu schnelle Implementierung von BVT in Sektoren mit routinemäßig langer Lebensdauer der Anlage kann zu einer erheblichen Kostenbelastung für diese Industrien führen. In diesen Fällen kann die zeitliche Abstimmung der Anlagenmodernisierung mit üblichen Ersatz- und Investitionszyklen ein wirkungsvolles Mittel der kosteneffektiven Anpassung an BVT sein (siehe Abschnitt 5.5).

Schranken für Sektorszugang oder Abgang - Falls es Schranken gibt, die den Zugang neuer Marktteilnehmer verhindern (wie hohe Ausrüstungs- oder Genehmigungskosten) oder Schranken, die ein Ausscheiden aus dem Markt verhindern (wie niedrige Liquidationserlöse für

spezielle Vermögenswerte usw.) kann das ein Thema sein, das in der Bewertung betrachtet werden muss. Dieses wird ausführlicher in Abschnitt 5.3.1.1 behandelt.

5.2.2 Beispiele für die Industriestruktur

Der Raffineriesektor ist durch eine kleine Anzahl von verhältnismäßig großen und vielen älteren Anlagen gekennzeichnet (siehe Zitat unten [23, EIPPCB, 2001]). Die kosteneffektivsten Techniken in diesem Sektor sind wahrscheinlich unter Nutzung der vorhandenen Infrastruktur errichtet worden, beispielsweise durch Modernisierung einzelner Prozesskomponenten zur Verbesserung der Umweltschutzleistung.

„Als Ergebnis der Überkapazität im europäischen Raffineriesektor sind sehr wenige neue Ölraffinerien in den letzten fünfundzwanzig Jahren errichtet worden. Tatsächlich sind nur neun Prozent der vorhandenen Raffinerien in dieser Periode und nur zwei Prozent in den letzten 10 Jahren errichtet worden. Obgleich in den meisten Raffinerien seit Ersterrichtung Modernisierungen durchgeführt und neue Einheiten installiert wurden, sind ihre jeweilige Gesamtstruktur und Spezialeinheiten, wie das Abwasserbehandlungssystem, im Wesentlichen unverändert geblieben.“

In der Richtlinie über Großfeuerungsanlagen [22, Europäische Kommission, 2001] wurden je nach Anlagengröße unterschiedliche Emissionsgrenzwerte festgelegt: beispielsweise 1700mg SO₂/Nm³ für Anlagen bis zu 300 MWth und 400mg SO₂/Nm³ für Anlagen größer als 500 MWth, mit gleitenden Grenzwerten für Anlagen zwischen diese Kapazitäten.

5.2.3 Schlussfolgerungen zur Industriestruktur

Bei Durchführung einer Bewertung zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit können Erkenntnisse zur Industriestruktur helfen, mögliche Hindernisse zu identifizieren, die der Implementierung der vorgeschlagenen BVT-Technik im Sektor entgegenstehen können. Obgleich es keine vereinbarten oder konsistenten Beschreibungen oder Statistiken gibt, die für die Beschreibung der Industriestruktur des Sektors verwendet werden können oder die die Bestimmung von BAT beeinflussen können, könnte die Berücksichtigung der oben besprochenen Fragestellungen in einem Sektor helfen, die Begründung gegen einen bestimmten BVT-Vorschlag zu erstellen.

5.3 Marktstruktur

Die „Marktstruktur“ kann die Möglichkeiten des Betreibers beeinflussen, die für Umweltverbesserungen entstandenen Kosten der Implementierung von BVT weiterzuleiten. Die Kosten könnten an den Kunden weitergeleitet werden, indem man den Preis des Produktes erhöht oder sie alternativ an Lieferanten weitergibt, oder indem man die Kosten von Umweltverbesserungen als Verhandlungsargumente verwendet, um einen niedrigeren Preis für Rohmaterialien auszuhandeln. Wenn wegen enger Handelsspannen die Kosten nicht weitergegeben werden können, kann es für die Technische Arbeitsgruppe (TWG) geboten sein, die Einführung von BVT mit größerer Vorsicht abzuwägen. Einige der bedeutenden Gesichtspunkte, die für IPPC Sektoren zu berücksichtigen sind, sind weiter unten beschrieben. Darüber wird das etablierte Instrument Porter's Fünf-Kräfte-Modell (Porter's five forces theory) beschrieben, das für Marktanalysen genutzt wird.

5.3.1 Beschreibung der Marktstruktur

Die Beschreibung der „Marktstruktur“ eines Sektors zieht eine Reihe betrachtungswerter Fragestellungen nach sich. Da es bei einigen dieser Themen um qualitative Bewertungen geht, es ist schwierig, festzulegen wann und in welchem Ausmaß sie die Bestimmung von BAT beeinflussen können. Folgende Fragestellungen werden als die Relevantesten angesehen.

Umfang eines Marktes - Ein „lokaler Markt“ liegt vor, wenn es notwendig ist mit Waren oder Dienstleistungen nahe am Kunden zu sein. So z.B. beim Massenmarkt für Natriumhypochlorit, da das Produkt sich während der Lagerung oder des Transportes verschlechtert. Ein lokaler Markt in einem Sektor kann auch aus Gründen des „Näheprinzips“ bestehen. Im Sektor Abfallbeseitigung bedeutet dies, dass alle Abfälle nahe ihrer Entstehungsquelle zu entsorgen sind.

Einige Sektoren sind durch einen „regionaler Markt“ gekennzeichnet, wie beispielsweise Chemikalien, die in Europa produziert und verkauft werden.

In einem „globalen Markt“ konkurrieren die Betreiber gegen Konkurrenten weltweit unter häufig starkem Druck den Preis niedrig zu halten, um die Konkurrenz durch Importe zu minimieren.

Das Verstehen des Marktumfangs könnte wichtig sein, denn er bestimmt die Macht der Kunden über den Preis eines Gutes. In einem lokalen Markt kann der Kunde vom Produzenten abhängig sein und selbst nur begrenzten Einfluss auf den Preis haben. Dieses ist in einem „globalen Markt“ weniger der Fall, da Preise auf dem freien Markt gebildet werden und europäische Betreiber gegenüber Produzenten außerhalb Europas konkurrenzfähig bleiben müssen.

Preiselastizität – Sie kennzeichnet die Möglichkeit zur Weiterleitung der Kosten an den Kunden. Preiselastizität bezeichnet in den Wirtschaftswissenschaften das Verhalten der Kunden gegenüber Preisänderungen. Bei Produkten, wie Treibstoff und pharmazeutischen Produkten sind die Kunden über Preiserhöhungen zwar nicht erfreut, Preissteigerungen haben aber keine signifikante Auswirkung auf die Nachfrage. Die Preise dieser Produkte sind „unelastisch“. Falls ein Industriesektor durch unelastische Preise gekennzeichnet ist, kann es verhältnismäßig einfach sein, die Kosten an den Kunden weiterzuleiten.

Preisänderungen bei anderen Gütern können eine weit größere Auswirkung auf die Nachfrage haben und Kunden können auf Preisänderungen sehr empfindlich reagieren. Die Preise für diese Güter werden als „elastisch“ bezeichnet.

Weitere Aspekte, die die Preiselastizität eines Gutes beeinflussen können, sind u. A. das Konkurrenzniveau im Sektor, das Energieangebot und die Möglichkeiten für Kunden auf Ersatzprodukte umzusteigen (siehe unten). Bei elastischen Preisen ist eine Kostenweiterleitung an Kunden schwierig. Demzufolge muss der Produzent das Hauptgewicht der Kostensteigerungen tragen.

Produktwettbewerb - In einem Sektor mit nur geringen oder nicht vorhandenen Unterschieden zwischen Produkten, die von einer großen Anzahl von Herstellern angeboten werden, herrscht starker Wettbewerb. Dieses könnte in Industrien wie Metalle, Massenchemikalien, Zement und Energieversorgung der Fall sein, in denen einzelne Unternehmer wenig Flexibilität zur Preisgestaltung haben. Bei großem Konkurrenzdruck sind die Möglichkeiten zur Kostenweiterleitung an den Kunden begrenzt. Andersherum: Wenn der Sektor durch Spezialprodukte gekennzeichnet ist und es möglich ist, das eigene Produkt von dem der Konkurrenz zu unterscheiden, besteht eine größere Preisflexibilität. In dieser Situation hat ein Betreiber größere Möglichkeiten die Kosten von BVT an die Kunden weiter zugeben.

Da die IVU-Richtlinie gleiche Wettbewerbsbedingungen in der EU fördern soll, ist das Thema „Produktwettbewerb“ innerhalb der EU keine bedeutende Fragestellung. Es kann jedoch, bei beträchtlichem Anteil von EU-externem Wettbewerb ein wichtiges Thema sein (siehe oben die Ausführungen zu „Umfang eines Marktes“).

5.3.1.1 Marktanalyse mittels Porter's Fünf-Faktoren-Modell

Es gibt einige etablierte Methoden, die entwickelt worden sind, um Märkte zu analysieren. Eine allgemein verwendete Methode ist „Porter's five forces theory“ (Eine etablierte deutsche Begriffsbildung liegt hierfür nicht vor) [40, Porter, 1980]. Wettbewerbskräfte bestimmen die Rentabilität eines Industriezweiges weil sie Preise, Kosten und erforderlichen Investitionen der Unternehmen des Industriezweiges beeinflussen.

Nach Porter lassen sich die Regeln des Wettbewerbs mit fünf Faktoren darstellen, die Struktur und Intensität des Wettbewerbs formen:

- Rivalität zwischen vorhandenen Firmen
- Verhandlungsmacht der Lieferanten
- Verhandlungsmacht der Käufer (Kunden)
- Gefährdung durch Ersatzprodukte oder Leistungen
- Gefährdung durch neue Marktteilnehmer.

Die Stärke dieser fünf Kräfte schwankt von Branche zu Branche und kann sich durch Entwicklung einer Branche verändern. Obgleich das Modell entwickelt wurde, um die gegenwärtige Lage einer Branche zu bewerten und es Managern zu ermöglichen, strategische Entscheidungen für die Zukunft zu treffen, enthält es einige Elemente, die zur Einschätzung der Marktstruktur benutzt werden können (für eine ausführliche Erklärung des Modells siehe [40, Porter, 1980]). Dabei handelt es sich um Elemente, die das Verständnis darüber fördern können, ob ein IPPC Sektor die Kosten der Anwendung von BVT selbst zutragen oder weiterzuleiten vermag. Die wesentlichen Aspekte des Modells und die Art, wie diese die Bestimmung von BVT beeinflussen können werden unten besprochen: [42, Vercaemst and De Clercq, 2003]

Rivalität unter vorhandenen Unternehmen - Starke Rivalität in einem Sektor mündet in starken Preiswettbewerb und kann Gewinnspannen und folglich möglicherweise die Fähigkeit des Sektors die Kosten der Anwendung von BVT selbst zu tragen oder weiterzuleiten begrenzen. Dabei können, wie bereits besprochen, „Wettbewerb“, „Preiselastizität“, und „Marktumfang“ eine wichtige Rolle spielen. Konzentration oder Anzahl der Marktteilnehmer können das Rivalitätsniveau im Sektor anzeigen (der Herfindahl- Hirschmann-Index¹² gibt einen Hinweis zur Konzentration im Sektor). Bei Überkapazitäten bestehen nur begrenzte Möglichkeiten, Marktanteile zu gewinnen (dieses kann in Sektoren manchmal der Fall sein, in denen Produkte zu Standardspezifikationen verkauft werden, wie Zement oder Grundchemikalien). Auch bei hohen Barrieren für den Marktaustritt (hohe Abschaltkosten usw.) führen diese Faktoren wahrscheinlich zu starker Rivalität innerhalb des Sektors.

Verhandlungsmacht von Lieferanten – Bei großer Anzahl von Anbietern in einem Sektor oder einer kleinen Anzahl von Kunden gibt es wahrscheinlich scharfen Preiswettbewerb. Lieferanten erhalten eine Machtstellung, wenn der Betreiber durch hohe Umstellungskosten gebunden ist (Rüstzeiten oder erhöhte Transportkosten) und nicht leicht den Lieferanten wechseln kann. Falls ein Sektor nur ein kleines Belieferungsgebiet für einen Lieferanten hat, ist der Lieferant in einer Machtstellung und kann den Preis vorschreiben und die Fähigkeit des IPPC Sektors verringern, über niedrigere Kosten zu verhandeln.

Verhandlungsmacht von Kunden - Falls ein Sektor durch eine kleine Anzahl von Kunden gekennzeichnet ist (Porter verwendet die Bezeichnung „Käufer“), die einen bedeutenden Marktanteil der Gesamtverkäufe aufnehmen, sind diese Kunden in einer starken Position und können mehr Einfluss auf den Preis ausüben. Die Fähigkeit der Betreiber im Sektor die BVT-Kosten weiter zu geben ist folglich begrenzt. Die Kunden erhalten auch Macht dadurch, dass ihre Umschaltkosten niedrige sind oder sie zu einem anderen Lieferanten wechseln können

¹² Herfindahl-Hirschmann-Index: Summe der quadratischen Prozentsätze der Marktanteile aller Firmen in einem Sektor. Märkte, in denen der HHI zwischen 1000 und 1800 Punkten liegt werden als moderat konzentriert angesehen, während Märkte in denen der HHI über 1800 Punkte liegt als konzentriert gelten [41, Carlton, 1990].

(zum Beispiel, wenn das Produkt weitgehend standardisiert ist, wie z.B. bei Massenchemikalien). Andersherum, wenn das Produkt nur einen Bruchteil der Kosten der Kunden ausmacht, kann die Flexibilität zur Weitergabe der Kosten höher sein.

Gefährdung durch Substitutionsprodukte und Leistungen – Falls der Kunde Möglichkeiten zur Umstellung auf ein alternatives Produkt hat, kann dieses eine Bedrohung für den Sektor darstellen (zum Beispiel werden Aluminium und Plastik in zunehmendem Maße als Rohmaterial in der Automobilproduktion als Substitute für Stahl eingesetzt), weil dann die Möglichkeiten begrenzt sind, höhere Kosten an Kunden weiterzugeben. Der Kunde kann zunächst, wegen der sich ergebenden Kosten für Maschinenumstellung oder Prozessänderung zögern, sich umzustellen. Sobald sich aber die BVT-Kosten erhöhen und diese Kosten sich im höheren Produktpreis widerspiegeln, kann die Gefahr, dass Kunden zu Ersatzprodukten überzugehen, zu einem wichtigen Thema werden. Im Kontext von IPPC ist diese Fragestellung nicht immer bedeutsam, da es um die Verschiebung von „Marktanteilen“ von einer Industrie zu anderen geht (z.B. von Stahl zu den Nichteisenmetallen und zu den Chemikalien). Jedoch wird sie relevant, wenn man nur einen bestimmten Sektor betrachtet oder wenn die Bedrohung durch Ersatzprodukte von EU-externer Konkurrenz real ist.

Gefährdung durch Markteintritt neuer Wettbewerber - Hochrentable Märkte neigen dazu neue Marktteilnehmer anzuziehen. Diese Bedrohung ist relativ begrenzt, wenn hohe Eintrittsbarrieren bestehen (neue Ausrüstung, Zugang zu Vertriebswegen, die Transaktionskosten der Kunden, rechtliche Genehmigungen, etc.). Diese Aspekte sind wahrscheinlich für die BVT-Bestimmung von begrenzter Bedeutung, weil hoch rentable Märkte wahrscheinlich in der Lage sind, sich die Anwendung von BVT zu leisten und von neuen Marktteilnehmern erwartet würde, dass sie BVT von Beginn an implementieren (hohe BVT-Kosten sind somit eine Barriere für Neueinsteiger).

5.3.2 Beispiele zur Marktstruktur

Eine derart ausführliche Analyse ist bisher nicht umfassend durchgeführt worden, Wettbewerb war aber eine der behandelten Fragestellungen im BREF Organische Massenchemikalien (Large Volume Organic Chemical - LVOC) [24, EIPPCB, 2002]:

"Wettbewerb. Petrochemische Massenprodukte werden normalerweise eher gemäß chemischer Spezifikation als auf der Basis von Markenname oder Gebrauchswert verkauft. Innerhalb einer bestimmten Region unterscheiden sich die Herstellungskosten der Produzenten durch andere Betriebsgrößen, Rohmaterialquellen und -arten sowie Prozessanlagen. Es gibt nur wenige Möglichkeiten für Produktdifferenzierungen, deshalb ist Kostendegression besonders wichtig. Wie bei anderen Gütern, bei denen die Herstellungskosten eine sehr große Rolle spielen, ist das Kerngeschäft der Petrochemie durch Preiswettbewerb gekennzeichnet. Der Markt für Massenchemikalien ist sehr wettbewerbsorientiert und Marktanteil wird überwiegend global gesehen."

Dieses wird in der folgenden Abbildung 5.2 dargestellt.

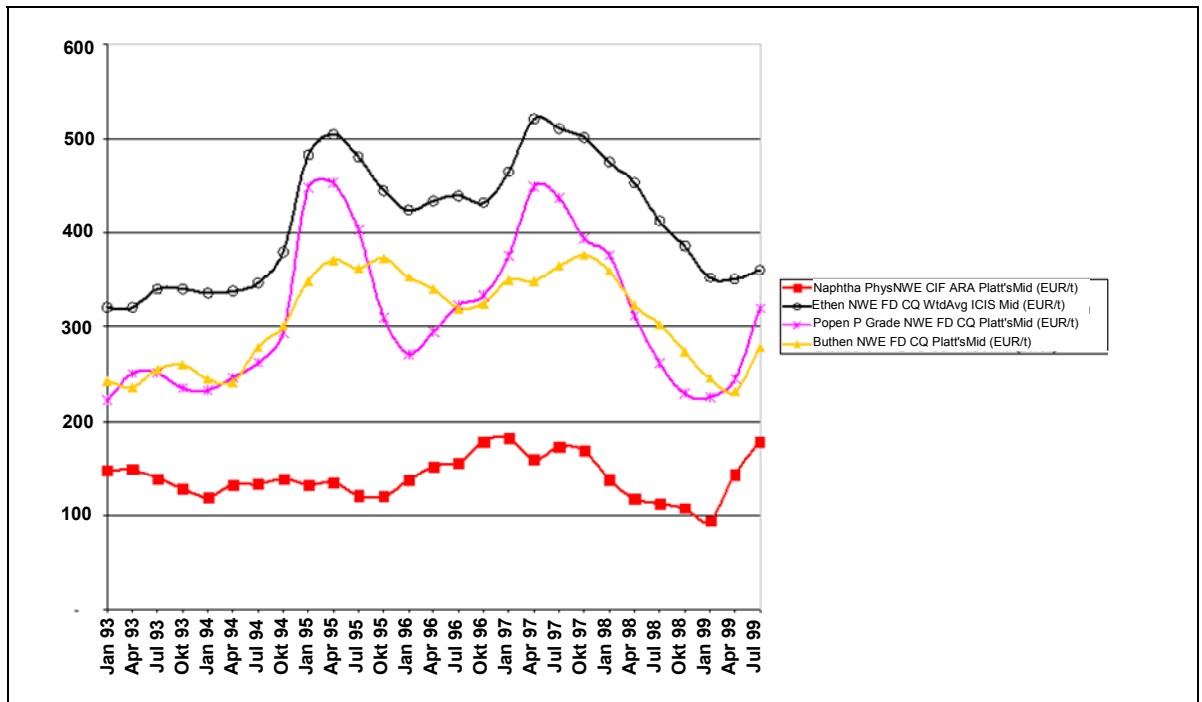


Abbildung 5.2: Preisänderungen bei einigen Grundchemikalien

5.3.3 Schlussfolgerungen zur Marktstruktur

Eine Abwägung der in diesem Kapitel beschriebenen Faktoren ermöglicht eine strukturierte Debatte zur Marktstruktur und zur Identifizierung jener Punkte, die relevant genug sind, um die Bestimmung von BVT beeinflussen zu können. Sie kann Hinweise über die Möglichkeit der Branche geben, die Kosten an den Kunden weiterzuleiten. Obgleich in vielen Fällen die Bewertung qualitativ sein wird und ausführliche Informationen für eine vollständige Bewertung nicht vorhanden sein werden, hilft eine Evaluierung der Marktstruktur zur Identifizierung signifikanter Gefährdungen der Branche und ermöglicht Abwägungen der TWG, ob oder wie, dies die Bestimmung von BVT beeinflussen kann.

5.4 Belastbarkeit

“Belastbarkeit” beschreibt die Fähigkeit der Branche unter Berücksichtigung ihrer kurz-, mittel- und langfristigen wirtschaftlichen Überlebensfähigkeit die zusätzlichen Kosten der Einführung von BVT selbst zutragen. Um dieses sicherzustellen, müssen die Betreiber im Sektor in der Lage sein, hinreichende Erträge nachhaltig zu erwirtschaften, um z. B. in Prozessentwicklungen, Produktentwicklungen, Betriebssicherheit, Umweltschutzverbesserungen usw. investieren zu können. Jegliche Kostenerhöhungen durch Einführung von BVT müssen entweder von der Branche getragen oder an die Kunden weitergeleitet werden; Belastbarkeit beschreibt die Fähigkeit der Branche, diese Kosten selbst zu tragen.

5.4.1 Beschreibung der Belastbarkeit

Es gibt eine Reihe finanzieller Kennzahlen, die routinemäßig verwendet werden um festzustellen, ob sich für eine Firma Neuerungsinvestition lohnen. Einige dieser finanziellen Kennzahlen können für die Abschätzung von Belastbarkeit nützlich sein, wobei es allerdings schwierig sein kann, sie anstatt auf eine einzelne Firma auf einem Sektor anzuwenden. Für die Ermittlung von Kennzahlen muss der Nutzer Festlegungen für ein (hypothetisches) Durchschnittsunternehmen treffen (zum Beispiel, durch die Mittelung der Jahresabschlüsse einer Auswahl repräsentativer Unternehmen). Eine solche Vorgehensweise kann allerdings

durch die Vorauswahl der Firmenstichprobe und die Tatsache, dass einzelne Firmen über ihre Finanzinformationen unterschiedlich Buch führen und berichten leicht zu Verzerrungen führen. Verzerrungen sind umso wahrscheinlicher, je geringer die Anzahl der Betreiber in einem Sektor ist oder wenn es besonders schlecht oder besonders gut abschneidende Firmen gibt. Wo verfügbar, wären für einen betreffenden Sektor auf europäischem Niveau aggregierte Daten nützlich. Um mögliche Verzerrungen zu vermeiden, müssen sowohl die Informationsquellen und die Auswertungen dieser Informationen vollständig dokumentiert werden damit Schlussfolgerungen gründlich geprüft und validiert werden können.

Anhang 11 enthält die nützlichsten Finanzkennzahlen für diese Analyse. Diese Finanzkennzahlen beschreiben die Liquidität, die Solvenz und die Rentabilität einer Firma:

- **Liquidität** - Liquidität ist ein kurzfristiges Maß zur Unternehmensbewertung und beschreibt die Zahlungsfähigkeit im Hinblick auf akute Verbindlichkeiten. In Anhang 11 finden sich Methoden für die Berechnung von „Liquiditätsgrad“ und „Liquidität ersten Grades“, die routinemäßig verwendet werden, um Liquidität zu beschreiben.
- **Solvenz** - Solvenz einer Firma beschreibt ihre Fähigkeit, längerfristige Verpflichtungen zu erfüllen. Berechnungen für „Solvenz“ und „Zinsdeckung“ finden sich in Anhang 11
- **Rentabilität** - Rentabilität einer Firma ist ein Maß für die Gewinnspanne. Für Firmen mit höherer Rentabilität es einfacher, die Kosten der Einführung von BVT zu tragen. Finanzkennzahlen für „Bruttogewinnspanne“, „Nettogewinnspanne“, „Rendite des eingesetzten Kapitals“ und „Gesamtkapitalrentabilität“ finden sich in Anhang 11.

Bei der Beschreibung der Belastbarkeit eines Sektors sind längerfristige Betrachtungen (5-10 Jahre) besser geeignet, damit sichergestellt wird, dass keine kurzzeitigen Fluktuationen die Bestimmung von BVT verzerren.

BVT-Kosten als Prozentsatz des Produktpreises kann ein nützlicher Parameter für die Abwägung der Auswirkungen der Anwendung von BVT sein. Obgleich es keinen vorbestimmten Prozentsatz gibt, der ausdrückt was BVT ist, sind Prozentsätze der BVT-Kosten eine Möglichkeit, die finanziellen Belastungen der Industrie durch Einführen von BVT darzustellen. Eine solche Betrachtung kann für die Bestimmung der Belastbarkeit eines Sektors nützlich sein. Die Kosten der Einführung von BVT sollten zu diesem Zeitpunkt bekannt sein, da sie bereits entsprechend der früher in diesem Dokument dargestellten „Kostenmethodik“ erfasst, validiert und bearbeitet worden sind.

5.4.2 Beispiele für Belastbarkeit

Im BREF-Prozess sind bisher keine Evaluierungen für Belastbarkeit durchgeführt worden. Es gibt auch keine Finanzkennzahlen, die für einen einzelnen Sektor errechnet worden sind. Obgleich es also keine direkten Beispiele für BAT-Kosten als Prozentsatz des Gewinns gibt, werden die folgenden Zitate zur Illustration angeboten:

Panorama of European Industry 1997 (Eurostat 1997) – Gerbereien “Umweltschutz-kosten von EU Gerbereien, die auf 5 % des Umsatzes geschätzt werden.....”

Panorama of European Industry 1997 – Chemische Industrie “ 1993 betragen in Westeuropa die Gesamtausgaben für Umweltschutz bezogen auf den Umsatzes 3.9 %. Gesamtausgaben für Umweltschutz beinhalten Betriebskosten (3.0 % des Umsatzes) und Kapitalkosten (0.8 % des Umsatzes).”

Die oben zitierten Prozentsätze wurden der europäischen Datenbasis entnommen und stammen aus der Berichterstattung der Industriesektoren (Gesamtsektoren - nicht nur IPPC Anlagen). Ausführlichere als die oben dargestellten Informationen zur eigentlichen Berechnung dieser Prozentsätze liegen nicht vor. Umweltschutzaufwendungen wurden in Panorama of the European Business - Ausgabe 2000 **nicht berichtet**.

Als Kontrast zu den oben zitierten Prozentsätzen ist in Krematorien ein hoher Anteil der Investitionskosten direkt mit der Einhaltung von Umweltschutzstandards verbunden. Der relative Anteil der Kosten zur Erreichung von BVT in diesem Sektor ist deshalb sehr hoch. Zum Beispiel, während einer kürzlichen EIPPCB Anlagenbesichtigung eines Krematoriums wurde berichtet, dass 40 - 50% der Investitionskosten für Abgasreinigung aufgewendet wurden.

In Österreich durchgeführte Arbeiten zur Erfassung der Umweltschutzkosten für die Errichtung einer Anlage zur selektiven katalytischen Reduktion (SCR) in der Glas- und Zementherstellung [55, Schindler, 2003] sind in folgenden Tabellen dargestellt.

Glasindustrie					
Annahme:	Emissionsreduktion 1200 mg/Nm ³ of NO _x . Katalysatorstandzeit in der Glasindustrie vier Jahre				
Kosten:	Elektrische Energie	EUR/kWh	0.07		
	NH ₄ OH (25 % NH ₃ Lösung)	EUR/kg	0.12		
	NH ₃ flüssig	EUR/kg	2.31		
	Katalysator	EUR/m ³	15000		
	Einheit	Abgasstrom			
Abgasstrom	Nm ³ /h	60000	30000	10000	10000
Geschätzte Menge (Behälterglas)	Tonnen/Tag	530	280	100	100
Jahresproduktion (8000 Betriebsstden)	Tonnen/Tag	177000	93000	33000	33000
Reduktionsmittel	NH ₃	25% Lösung	25% Lösung	25% Lösung	flüssig
Investition	EUR	1154000	769000	385000	231000
Betriebskosten	EUR/Jahr	181600	93320	34480	91120
Gesamtkosten (6% Zinsen)	EUR/Jahr	338390	197800	86789	122500
Kosten pro Tonne Behälterglas	EUR/Tonne	1.96	2.18	2.64	3.92
Die zusätzlichen Kosten für SCR pro Tonne Produkt in der Glasindustrie werden zwischen 0.2 % für Haushaltsglas/Spezialglas und 2 % für Behälterglas-/Flachglas berechnet					

Tabelle 5.1: Schätzung zusätzlicher Kosten für Behälterglas bei Anwendung der SCR-Technik für verschiedene Abgasvolumenströme

Zementindustrie				
Für Schätzung der Implementationskosten der SCR-Technik in Zementöfen mit Vorwärmung wurden folgende Annahmen gemacht:				
<ul style="list-style-type: none"> • Kapazität Zementofens: 300000 Tonnen Klinker/Jahr • NO_x Reduktion: von 1000 auf 200 mg/Nm³ bei 10 % O₂ • Abgas: 100000 Nm³ für low dust SCR • Abgas: 70000 Nm³ für high dust SCR • Abschreibungsdauer: 15 Jahre • Zinssatz: 6 % und 10 %, kalkuliert für beide 				
	Low dust SCR		High dust SCR	
	Basis der Kalkulation	EUR/Tonne Klinker	Basis der Kalkulation	EUR/Tonne Klinker
NO _x -Reduktion (10% O ₂)	1000 to 200 mg/Nm ³		1000 to 200 mg/Nm ³	
Investitionskosten EUR	2906892		2398186	
Spezifische Investitionskosten		1 ^a 1,5 ^b		0,8 ^a 1,2 ^b
Katalysator	Standzeit 10 Jahre	0,13	Standzeit 3 Jahre	0,5
Wartung und Reparatur		0,30		0,20
Personalkosten		0,04		0,04
Behandelter Gasstrom	2,3 Nm ³ /kg Klinker		1,5 Nm ³ /kg Klinker	
Druckverlust	25 mbar		8 mbar	
Katalysatorreinigung			periodische Reinigung	0,15
Energie für Wiederaufheizung	77,6 MJ/Tonne Klinker	0,24	0	0
Elektrische Energie	3,3 kWh/Tonne Klinker	0,23	0,9 kWh/Tonne Klinker	0,06
NH ₄ OH, 25 Massen-%	2,7 kg/Tonne Klinker	0,34	2,7 kg/Tonne Klinker	0,34
Geschätzte Gesamtkosten	1000 to 200 mg/Nm ³	2,2^c 2,7^d	1000 to 200 mg/Nm ³	2,1^c 2,6^d
Geschätzte Gesamtkosten^e	1000 to 100 mg/Nm ³	2,7^c 3,3^d	1000 to 100 mg/Nm ³	2,0^c 3,1^d
^a Zinssatz 6 % ^b interner Unternehmenszinssatz 10 % ^c Investitionskosten -10 %; pro 6 % ^d Investitionskosten +10 %; pro 10 % ^e geschätzte Gesamtkosten 100 mg NO _x /m ³ HMW (c. + 20 %)				
Die zusätzlichen Kosten für SCR pro Tonne Produkt in der Zementindustrie wurden auf 3-5 % des Produktpreises kalkuliert (65 EUR/Tonne Zement).				

Tabelle 5.2: Kalkulation der Kosten der Implementierung von low dust SCR and high dust SCR in der Zementindustrie

5.4.3 Schlussfolgerung aus der Belastbarkeit

Es werden Finanzindikatoren vorgestellt, die für die Abschätzung der Belastbarkeit nützlich sein könnten. Für ihre Analyse ist es notwendig, einen Datensatz für ein „Durchschnittsunternehmen“ abzuleiten, es sei denn, aggregierte Daten liegen vor. Dabei besteht die Gefahr, dass dieser Datensatz für die Branche insgesamt nicht repräsentativ ist. Um mögliche Verzerrungen zu vermeiden, muss der Prozess vollständig dokumentiert werden, damit er durch die TWG validiert und geprüft werden kann.

Eine Abwägung der Belastbarkeit eines Sektors ist nützlich um festzustellen, ob die Betreiber eine durch Einführung von BVT verursachte Kostenerhöhung selbst tragen können. Nach der Belastungsbarkeitsanalyse des Sektors kann die TWG feststellen, ob dieser Parameter hinreichend bedeutsam ist, um die Bestimmung von BVT zu beeinflussen..

5.5 Fristen der (Maßnahmen)umsetzung

Nach den Abwägungen zu Industriestruktur, Marktstruktur und Belastbarkeit des Sektors und nachdem festgestellt wurde, dass das Bündel der BVT-Techniken ökonomisch vertretbar ist, es aber noch Bedenken zur Anwendung dieser Techniken gibt, kann die TWG ferner die Umsetzungsfristen für BVT einbeziehen, da diese ein kritischer Punkt für die Industrie sein können. Die IVU-Richtlinie legt für ihre Umsetzung und für die Genehmigungen Übergangsfristen fest, die eingehalten werden müssen. Die Anpassung an BVT-Standards erfordert Planung und Zeit, besonders in Sektoren, in denen signifikante Investitionen erforderlich werden. Bei kurzfristigen Nachrüstungen kann die Planung schwierig werden und der Industrie Probleme verursachen, wenn es nicht möglich ist, die Nachrüstungen mit vorhandenen Unternehmensplanungen und Investitionszyklen zu harmonisieren. Techniken, die größere Investitionen oder bedeutende Betriebs- und Infrastrukturänderungen erfordern, benötigen selbstverständlich mehr Zeit.

Bei Neuanlagen sind die Fristen der Umsetzung von Maßnahmen normalerweise kein Thema, da für diese erwartet werden kann, dass sie die besten Umweltschutztechniken von vorneherein einbauen oder dass diese leicht angepasst werden können. Bei den Fristen ist es deshalb notwendig, zwischen neuen und existierenden Anlagen zu unterscheiden.

In der Diskussion über die Dauer der Umsetzung von Maßnahmen ist es auch nützlich, die Grenzkosten einer Anpassung an BVT zu berücksichtigen. Für Sektoren, die in der Vergangenheit bereits bedeutende Umweltschutzinvestitionen getätigt haben, können sich höhere Grenzkosten für eine BVT Anpassung ergeben als für Sektoren, die bisher nur geringe Umweltschutzinvestitionen getätigt haben. Es kann kosteneffektiver sein, bei den Anlagen Maßnahmen zu ergreifen, die in der Vergangenheit nur geringe Umweltschutzinvestitionen getätigt haben, auch wenn ihr „Zielabstand“ zur Erreichung von BVT größer ist. Erleichterungen bei der Einführung von BVT durch Festsetzung längerer Übergangsfristen für die Implementierung sollte allerdings nicht als Gelegenheit gesehen werden, widerstrebende Firmen für ihre schlechte Umweltleistung in der Vergangenheit zu belohnen.

5.5.1 Beschreibung der Dauer der (Maßnahmen)umsetzung

Eine Berücksichtigung der folgenden Fristen ist für die Bestimmung des angemessenen Zeitpunkts zur Umsetzung von Maßnahmen nützlich.

- **kurzfristig** (üblicherweise Wochen bis zu Monaten) - bei vielen Techniken ist es nicht erforderlich spezielle Betrachtungen zum zeitlichen Ablauf ihrer Implementierung anzustellen. Diese Techniken können normalerweise schnell (und vermutlich zu niedrigen Kosten) eingeführt werden, z.B. kleine Vermeidungsmaßnahmen wie Ölseparatoren, Managementtechniken oder Materialsubstitutionen. Vorausgesetzt ist im letzten Fall, dass solch eine Änderung nicht umfangreiche Modifizierungen der Produktionsanlage oder Änderungen der Produktspezifikation zur Folge hat. Beides könnte gegen eine schnelle Änderung sprechen.
- **mittelfristig** (üblicherweise Monate bis zu Jahren) - einige Techniken benötigen wegen der Planungskosten und des notwendigen Planungsumfangs etwas längere Fristen für ihre Implementierung. Dieses ist normalerweise der Fall bei nach- geschalteten Techniken, z.B. Gewebefilter, die normalerweise ohne größere Prozessabschaltung angebracht werden können, aber gleichwohl einige Zeit für Planung und Anpassung an den betrieblichen Investitionszyklus erfordern.
- **Langfristig** (üblicherweise mehrere Jahre) - wenn bedeutende Änderungen am Produktionsprozess oder eine Neukonfiguration der Anlage erforderlich werden, z.B. Umbauten der Produktionsanlage oder der Abwasserbehandlung, sind die Investitionen wahrscheinlich hoch. Kurze Fristen für das Runterfahren der Anlage und das Einfahren von Prozessen können besonders für Branchen mit normalerweise langen Betriebslaufzeiten kostspielig sein. Die zeitliche Abstimmung mit vorhandenen Ersatz- und Investitionszyklen

kann ein wirkungsvolles Mittel zur kosteneffektiven Einführung einer Technik sein. Sie muss aber abgewogen werden gegen Effekte einer Verzögerung des Umweltschutzes.

- **langfristig** (üblicherweise mehrere Jahre) - wenn bedeutende Änderungen am Produktionsprozess oder eine Neukonfiguration der Anlage erforderlich werden, z.B. Umbauten der Produktionsanlage oder der Abwasserbehandlung, sind die Investitionen wahrscheinlich hoch. Kurze Fristen für das Runterfahren der Anlage und das Einfahren von Prozessen können besonders für Branchen mit normalerweise langen Betriebslaufzeiten kostspielig sein. Die zeitliche Abstimmung mit vorhandenen Ersatz- und Investitionszyklen kann ein wirkungsvolles Mittel zur kosteneffektiven Einführung einer Technik sein. Sie muss aber abgewogen werden gegen Effekte einer Verzögerung des Umweltschutzes.

In allen diesen Fällen kann es Alternativen geben, meistens prozessintegrierte Techniken, die letztendlich kosteneffektiver sein können, deren Implementierung aber mehr Zeit erfordert als bei nachgeschalteten Techniken.

5.5.2 Beispiele für die Dauer der (Maßnahmen)umsetzung

Ein klares Beispiel findet sich im BREF Glasindustrie [25, EIPPCB, 2001] Die TWG stimmte darin überein, dass viele Verbesserungen des Ofenbetriebs, einschließlich die Installation von Sekundärtechniken, während des Betriebs möglich sind. Wesentliche Veränderungen der Schmelztechnologie können allerdings nur höchst effizient durchgeführt werden, wenn sie während der Routineerneuerungen der Öfen angesetzt werden. Dieses bedeutet allerdings, dass die durch Einführen von BVT erreichbare Umweltverbesserung verzögert wird, besonders in Industrien, in denen die Anlagen lange Standzeiten haben. Die mit der Erarbeitung des Glas BREF beauftragte TWG kam zu der Überzeugung, dass die Häufigkeit, mit der Ofenerneuerungen in der Industrie stattfinden (normal alle 8 bis 12 Jahre) und die hohen Kosten einer vorzeitigen Nachrüstung diese Vorgehensweise rechtfertigen.

5.5.3 Schlussfolgerungen zu den Fristen der (Maßnahmen)umsetzung

Die Fristen zur Umsetzung neuer BVT-Techniken ist für die Unternehmen eine der kritischsten Fragen, insbesondere bei den kostspieligeren Techniken. Einige Sektoren haben für ihre Anlagen grundsätzlich lange Nutzungszeiten. Falls die Einführung von BVT eine vorzeitige Abschaltung und den Ersatz von Ausrüstung erzwingt, kann dies der betroffenen Industrie eine bedeutende Kostenbelastung auferlegen. Insbesondere können kurze Nachrüstfristen für kostspielige Techniken Schwierigkeiten bei der Kapitalbeschaffung und der Investitionsplanung zur Einführung der Technik verursachen. Falls sich dieses Thema als kritisch erweist, ist die zeitliche Anpassung von Nachrüstungen an gegebene Erneuerungs- und Investitionszyklen ein kosteneffektives Mittel der Einführung von Techniken.

Falls die Geschwindigkeit der Umsetzung für eine Branche als kritisch angesehen wird, müssen die Bewertungsverantwortlichen das Thema so aufbereiten, dass die Entscheidungsverantwortlichen eine Abwägung zwischen Umweltschutz einerseits und angemessener Abstimmung mit Planungs- und Investitionszyklen der Industrie andererseits treffen können. Die Ergebnisse der Analysen zu Branchenstruktur, Marktstruktur und Belastbarkeit können Hinweise geben, ob die Fristen der Maßnahmenumsetzung ein kritisches Thema sind.

5.6 Schlussfolgerungen zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit im Sektor

Obwohl das Grundkonzept der „wirtschaftlichen Vertretbarkeit“ ein wesentlicher Bestandteil der BVT-Bestimmung ist, ist hierzu keine Detailanalyse durchzuführen, es sei denn, es liegen echte Zweifel an der Durchführbarkeit der Umweltschutztechniken im Sektor vor. Es gibt keine festen und schnellen Regeln (zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit), die über die ganze Bandbreite und Vielfältigkeit der Industriebranchen angewendet werden können, die durch die IVU-Richtlinie abgedeckt werden. Eine entsprechende Analyse wird deshalb wahrscheinlich ein schwieriger und zeitraubender Prozess sein. Die in diesem Kapitel dargelegten Faktoren werden als entscheidende Aspekte für die Sicherung „wirtschaftlicher Vertretbarkeit im Sektor“ bei der BVT-Bestimmung angesehen. Falls echte Besorgnis über die zukünftige „wirtschaftliche Vertretbarkeit im Sektor“ vorliegt, helfen die in diesem Kapitel identifizierten Faktoren die Debatte so zu strukturieren, dass die wichtigen Fragestellungen herausgestellt und diskutiert werden können.

In den Situationen, in denen „wirtschaftliche Vertretbarkeit“ als kritisch gekennzeichnet wird, sollte darauf bei der BVT-Bestimmung näher eingegangen werden. BVT bedeutet häufig die Einführung eines Bündels von Techniken, die möglicherweise nicht alle Investitionen erfordern und häufig auch Managementtechniken einschließen. Letztendlich sind es die Gesamtkosten der Erreichung von BVT, die die „wirtschaftliche Vertretbarkeit“ von BVT beeinflussen, wobei Maßnahmen mit hohen und niedrigen Kosten eingeschlossen sein können. Die finanziellen Auswirkungen der Implementierung können auch herabgesetzt werden, indem man längere Übergangsfristen für die Implementierung von besonders kostspieligen Techniken festlegt und damit Nachrüstungen mit regelmäßigen Anlagen- und Ausrüstungserneuerungen zusammenfallen können. Verständnis über die für den Sektor kritischen Aspekte erlaubt dem Entscheidungsverantwortlichen eine Festlegung optimaler Technikkombinationen, die ein hohes Umweltschutzniveau insgesamt erreichen können, ohne die „wirtschaftliche Vertretbarkeit“ zu gefährden.

Falls die zu beachtenden Gesichtspunkte für den Sektor analysiert und in der Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit dargestellt sind, ist zu erwarten, dass die technische Arbeitsgruppe diese Aspekte auch diskutieren und darüber entscheiden kann, ob oder wie diese die Ermittlung von BVT beeinflussen können.

6 ABSCHLIEßENDE BEMERKUNGEN

Der Prozess des Informationsaustauschs zur Erstellung dieses Dokuments begann im Mai 2000 und dauerte bis zum Ende des Jahres 2004 an. Die Arbeit für die Entwicklung einiger eher technischer Methoden dieses Dokuments wurde innerhalb von Experten-Untergruppen der TWG (technische Arbeitsgruppe) durchgeführt. Der erste vollständige Entwurf dieses Dokuments wurde im November 2002 für die Beratung herausgegeben und der zweite Entwurf wurde im September 2003 in die Beratung gegeben.

Dieser Ansatz wurde weniger dazu übernommen, um neue Methoden zu entwickeln, mit denen die dem BVT-Konzept eigenen ökonomischen und medienübergreifenden Fragestellungen behandelt werden können, sondern eher dazu, um herauszufinden, was verfügbar und bereits in der Anwendung ist und um diese Methoden so zusammenzustellen, dass sie den Anforderungen der IVU-Richtlinie für die Bestimmung von BVT auf Sektorebene genügen oder möglicherweise bei der Bestimmung von Genehmigungsbedingungen für individuelle Anlagen behilflich sind.

Die hier beschriebenen Methoden sind recht robust und führen den Anwender auf strukturierte Weise durch den Entscheidungsfindungsprozess. Die in diesem Dokument aufgezeigte Struktur soll dabei helfen die Fragestellungen transparent darzulegen sowie die Kosten und Nutzen einer Implementierung der technischen Alternativen aufzuzeigen. Allerdings wird nur die Anwendung der Methoden allein nicht für eine Entscheidungsfindung genügen; es wird darüber hinaus ein Expertenurteil erforderlich sein, um zu bestimmen, welche Techniken BVT sind. Über den gesamten Entscheidungsprozess ist ein Expertenurteil erforderlich, da die Methoden Einschränkungen mit sich bringen und in manchen Fällen wichtige zu berücksichtigende Fragestellungen aufkommen, die mit den hier beschriebenen Methoden nicht abgedeckt sind. Für alle Methoden gilt als wesentliche Anforderung, dass durchweg Transparenz beibehalten wird. Diese Transparenz gewährleistet, dass die Begründung für Entscheidungen deutlich ersichtlich ist, sowie an jeder Stelle des Prozesses nachvollzogen, beurteilt und überprüft werden kann.

Als Ausgangspunkt für die Entwicklung von Methoden zur Bewertung medienübergreifender Effekte dienten Methoden der Ökobilanz, die bereits etabliert und in der Anwendung sind. Es gab einige Schwierigkeiten mit der Anwendbarkeit dieses Ansatzes, da die Bewertung auf die Grenzen des IVU Prozesses beschränkt sein muss. Zudem gab es Bedenken gegenüber einigen grundsätzlichen Annahmen, die bei der Entwicklung der Ökobilanz getroffen wurden. Um diesen Bedenken Rechnung zu tragen, wurde die hier beschriebene Methodik verfeinert und um einige Methoden, die aktuell in Mitgliedsstaaten verwendet werden, erweitert. Beim Zusammenführen dieser Methoden und bei der Entwicklung der medienübergreifenden Methodik für dieses Dokument war es notwendig, die Begrenzungen nachzuvollziehen, sie zu beurteilen, alle getroffenen Annahmen zu identifizieren und diese auf transparente Weise zu erläutern.

Der Anwender sollte in der Lage sein, die Bewertung auch ohne Unterstützung durch den Computer durchzuführen. Dies soll eine einfache Anwendung sicherstellen und es ermöglichen, die Ergebnisse transparent darzustellen und ggf. zu überprüfen. Die Informationsquellen für die Unterstützung der Methode sind in den Anhängen dieses Dokuments aufgeführt. Es wurden mit großem Aufwand die aktuellsten, gültigen und relevanten Informationen für diese Anhänge herausgesucht. Da sich diese Zahlen im Laufe der Zeit ändern können, wurden, wo immer es möglich war, Internet-Links zu den relevanten Quellen angegeben, unter denen Anwender aktuellere Dateninformationen auffinden können.

Es war schwierig, gute Beispiele zur Veranschaulichung der Methode und zur Interpretation der Informationen, die durch die Methode gewonnen werden, zu finden. Zur Veranschaulichung der in diesem Dokument vorgestellten Methoden sind zwei Beispiele in den Anhängen aufgeführt, die aber nur erläuternden Charakter haben. Während der gesamten Entwicklung wurden Möglichkeiten zum Testen der Methoden - insbesondere der medienübergreifenden Methodik -

erkundet. Unter realen Bedingungen gab es nur sehr wenige Beispiele, die eine tiefer gehende Bewertung, wie sie hier beschrieben wurde, erforderten. Die aus Umweltsicht beste Wahl für eine technische Alternative kann im Normalfall mit einer einfachen Bewertung bestimmt werden. In solchen Fällen sollte es für die Entscheidungsfindung genügen, eine transparente Begründung darzustellen.

Bei der Entwicklung der Kostenmethode mussten mehrere Faktoren berücksichtigt werden, z.B. variieren die Techniken für die Kostenaufstellung zwischen den Mitgliedsstaaten, und Betreiber können ebenfalls Kosten auf verschiedene Weise verrechnen. Dies kann einen Vergleich sehr erschweren. Deshalb war eine Harmonisierung der Techniken für die Kostenaufstellung notwendig, um einen Vergleich zwischen verschiedenen technischen Alternativen zu ermöglichen. Bei der Entwicklung der Kostenmethode bestand die Möglichkeit auf eine Arbeit aufzubauen, die bereits von der Europäischen Umweltbehörde (EEA) geleistet wurde. Diese Arbeit wurde von einer Unterarbeitsgruppe der TWG verfeinert und an die Bedürfnisse der IVU-Richtlinie angepasst, was eine gute Annahme und Akzeptanz der Kostenmethode zur Folge hatte. Die Methode führt die notwendigen Schritte zum Auffinden und Validieren der Kostendaten auf, identifiziert die Kostenbestandteile und bearbeitet und präsentiert schließlich die Kosteninformationen. Obwohl es bei der Art der Durchführung dieser Schritte einigen Freiraum gibt, besteht die wesentliche Anforderung hier (wie im gesamten Dokument) in der transparenten Darstellung der Informationen. Dies soll sicherstellen, dass sämtliche technischen Alternativen in jeder Prozessphase angemessen beurteilt und geprüft werden können.

Sobald die Umweltauswirkungen mit der medienübergreifenden Methodik bewertet und die Kosten mithilfe der Kostenmethode erfasst und präsentiert wurden, wird es vermutlich erforderlich sein sie zu vergleichen. Kapitel 4 beschreibt die Kostenwirksamkeit und ist eine recht einfache Technik, um den Umweltnutzen, den eine Technik bietet, mit den Kosten ihrer Umsetzung zu vergleichen. Dennoch können die hieraus gewonnenen Informationen für die Bestimmung darüber, ob die Kosten angemessen sind, nicht ausreichend sein. Um diese Fragestellung zu behandeln, werden einige Methoden zur Festsetzung von Maßstabs-Referenzwerten für die Kostenwirksamkeit von Techniken für einige Luftschadstoffe erörtert. Auch wenn der Wert dieser Nutzen mit großen Unsicherheiten behaftet ist, kann die Anwendung der Methoden Informationen bieten, die bei der Auswertung und Vereinfachung des Entscheidungsprozesses hilfreich sein können. Es werden viele Bedenken gegenüber den verfügbaren Werten für externe Kosten ausgedrückt. Die Methoden zur Ableitung dieser Kosten und einige getroffene Annahmen haben viel Kritik hervorgerufen.

Die Bestimmung von BVT könnte eine Untersuchung darüber erfordern, ob die vorgeschlagenen Techniken die in der Richtlinie genannte Definition für "verfügbar" erfüllen, welche es verlangt, dass „sie in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht“. Kapitel 5 zur „wirtschaftlichen Vertretbarkeit in einem Sektor“ führt die mutmaßlich kritischsten Fragen der Bewertung auf und ermöglicht dass sie in einer strukturierten Erörterung vorgelegt und bewertet werden. Es gab bei dieser Ermittlung wenig Übereinstimmung darüber, was bei der Bewertung berücksichtigt werden sollte. Um dies zu behandeln, wurde die Methode entwickelt auf der Grundlage von Diskussionen und Vorschlägen innerhalb der TWG, einer Einschätzung darüber wie diese Entscheidungen in der Vergangenheit getroffen wurden, der Arbeit der DG Unternehmen zu Auswirkungen der BVT auf die Wettbewerbsfähigkeit der Europäischen Industrie sowie von Entwürfen und Neuentwürfen zur Begutachtung und Kommentierung des Kapitels durch Teilnehmer des Informationsaustauschprozesses.

Kapitel 5 führt aus, wie beurteilt wird, ob die Kosten der Umsetzung von BVT von den Unternehmen getragen ("Belastbarkeit") oder an die Verbraucher weitergereicht („Industriestruktur“, „Marktstruktur“) werden können. Wenn die Kosten getragen oder weitergereicht werden können, es aber dennoch Bedenken über die wirtschaftlichen Auswirkungen der Einführung neuer Techniken gibt, besteht die Möglichkeit, abzuschätzen, ob

die Umsetzung über eine längere Zeitspanne ein gangbarer Weg ist, um ihre Einführung zu erleichtern.

Die Bewertung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit wird nur bei der BVT-Bestimmung erforderlich werden; die IVU-Richtlinie trifft keine Vorkehrungen zur Einschätzung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit außerhalb der Sektorebene. Eine vertiefte Bewertung dürfte nur in Situationen zu erwarten sein, in denen die wirtschaftliche Vertretbarkeit eine offene Streitfrage darstellt. Die Nachweispflicht, ob Techniken „wirtschaftlich vertretbar“ sind, liegt bei demjenigen, der gegenüber vorgeschlagenen BVT-Techniken Einwände erhebt. Diese Einwände treten vermutlich nur auf, wenn Techniken als zu teuer angesehen werden (gewöhnlich seitens der Industrie, von der ihre Umsetzung erwartet wird). Es wird von demjenigen, der Einwände erhebt, erwartet, dass die Begründungen für die Einwände in der hier dargestellten strukturierten Weise vorgebracht werden.

Die EU startet und unterstützt innerhalb ihres RTD-Programms eine Reihe von Projekten, die sich mit sauberen Techniken, neuartigen Abwasserbehandlungs- und Recyclingtechniken und Managementstrategien befassen. Diese Projekte können möglicherweise einen sinnvollen Beitrag für die künftigen BREF-Revisionen leisten. Die Leser werden daher gebeten, das EIPPCB über alle Forschungsberichte, die für den Geltungsbereich dieses Dokuments bedeutend sind, zu informieren (siehe auch das Vorwort zu diesem Dokument).

LITERATUR

- 2 Intergovernmental Panel on Climate Change (2001). "Climate Change 2001: The Scientific Basis, Third Assessment Report", Cambridge University Press, 0-521-01495-6.
- 3 World Meteorological Office (1998). "Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone and Monitoring Project - Report N0. 44", World Meteorological Organization, 92-807-1722-7.
- 4 Vercaemst, P. (2001). "Costing Methodology for BAT Purposes", Technical Working Group on IPPC Economics and Cross-Media Effects, 2001/IMS/R/114.
- 5 EMEP CORINAIR (1998). "Atmospheric Emission Inventory Guidebook", Second Edition.
- 6 European Environment Agency (1999). "Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures. Technical Report No.27".
- 7 European Commission (1999). "Ozone Position Paper (final version)", Ad-Hoc Working Group on Ozone Directive and Reduction Strategy Development.
- 8 Huijbregts, M.; Hupperts, G.; de Koning, A.; van Oers, L. and Sangwon, S. (2001). "LCA Normalisation data for the Netherlands 1997/1998, Western Europe 1995 and the World 1990 and 1995", Centre of Environmental Science, Leiden University.
- 9 Blonk TJ et al (1997). "Three references for normalisation in LCA: the Netherlands, Dutch final consumption and Western Europe", RIZA, Lelystad, Riza Document 97.110x.
- 10 European Commission (2000). "Directive (2000/60/EC) Establishing a Framework for Community Action In The Field of Water Policy", Official Journal of the European Communities (2000) L327/1.
- 11 Guinée, J. G., M; Heijungs, R; Hupperts, G; Klein, R; de Koning, A; van Oers, L; Sleswijk, AW; Suh, S; de Haes, HAU. (2001). "LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2a: Guide".
- 12 Pickman, H. (1998). "The Effect of Environmental Regulation on Environmental Innovation", Business Strategy and the Environment, Buss. Strat Env. 7, 223-233 (1998).
- 15 Guinée, J. B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Hupperts, G., et al. (2001). "LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2b: Guide".
- 18 UK Environment Agencies (2002). "Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Environmental Assessment and Appraisal of BAT", The Environment Agency for England and Wales, The Scottish Environmental Protection Agency, The Northern Ireland Heritage Service, Version 3.1, July 2002.
- 19 European Commission (1985). "Directive (85/337/EEC) On the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment", Official Journal L 175 , 05/07/1985.
- 20 European Commission (1996). "Directive (91/61/EC) concerning integrated pollution prevention and control", Official Journal L257 24/09/1996.

- 22 European Commission (2001). "Directive (2001/80/EC) on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants", Official Journal L 309/1 27.11.2001.
- 23 EIPPCB (2001). "Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries", December 2001.
- 26 Breedveld, L.; Beaufort, A.; Dutton, M.; Maue, G., et al. (2002). "Cross-Media Methodology for BAT Purposes", Technical Working Group on IPPC Economics and Cross-Media Effects.
- 29 CEFIC (2001). "Comments on VITOs proposal for a costing methodology".
- 31 United Nations Environment Programme (1987). "The 1987 Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer", The Ozone Secretariat.
- 36 VDI (2000). "VDI 3800, Determination of costs for industrial environmental protection measures - Draft", December 2000 (draft).
- 37 UNICE (2003). "Response to the consultation on the first draft of the Reference Document on Economics and Cross-Media Effects", personal communication.
- 38 VROM (1998). "Kosten en baten in het milieubeleid - definities en berekeningsmethodes".
- 39 European Commission (1999). "Directive (1999/31/EC) on the landfill of waste", Official Journal of the European Communities L182/1 (16.7.1999).
- 40 Porter, M. E. (1980). "Competitive strategy: techniques for analyzing industries and competitors.", ISBN 0-684-84148-7.
- 42 Vercaemst, P. and De Clercq, L. (2003). "Porter's 5 forces proposal for chapter 5", personal communication.
- 44 European Commission (1999). "Directive (1999/13/EC) on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain activities and installations", L85/1.
- 45 Goetz, R.; Wiesert, P.; Rippen, G. and Fehrenbach, H. (2001). "Medienübergreifende Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Tätigkeiten".
- 46 European Chemicals Bureau (2003). "Technical Guidance Document on Risk Assessment".
- 47 European Commission (1993). "Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC", Official Journal L 227 , 08/09/1993.
- 48 European Commission (1994). "Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC) No 793/93 (Text with EEA relevance)", Official Journal L 161 , 29/06/1994.

- 49 European Commission (1998). "Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council of 16 February 1998 concerning the placing of biocidal products on the market", Official Journal L 123 , 24/04/1998 .
- 50 Bjerrum, J. D. (2003). "Valuing NOx and SO2 in calculating the costs of reducing CO2", personal communication.
- 51 Ahmadzai, H. (2003). "Swedish costs figures and reference.", personal communication.
- 52 Gooverts, L.; Luyckx, W.; Vercaemst, P.; De Meyer, G. and Dijkmans, R. (2002). "Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren ('Best available techniques for combustion installations and stationary engines')".
- 53 Vercaemst, P. (2003). "Use of reference values in member states - Belgium".
- 54 Infomil (2001). "Cost effectiveness of Environmental Measures".
- 58 Ahmadzai, H. (2003). "Economics and Cross-Media Effects, Draft 1 Consultation Comments", personal communication.
- 61 Vito; Meynaerts, E.; Ochelen, S. and Vercaemst, P. (2003). "Milieukostenmodel voor Vlaanderen - Achtergronddocument ('Environmental costing model for the Flemish region - Background document')".
- 62 Federal Environmental Agency Germany (1999). "Bewertung in Ökobilanzen", UBA-Texte 92/99.

GLOSSAR

Begriff	Erklärung
<i>Abschreibungskosten</i>	Investitionsgüter (z.B. Anlagen zur Emissionsminderung) werden üblicherweise innerhalb eines Zeitraum abgenutzt. Jedes Jahr verfällt ein Teil des Vermögenswertes, weshalb ein Anteil der ursprünglichen Investitionsaufwendungen als jährliche (Investitions-)Kosten anzusehen ist. Der Begriff 'Abschreibung' bezieht sich auf die systematische Zuordnung der Kosten während der Nutzungsdauer für den Bilanzierungszeitraum.
<i>ADI</i>	Acceptable Daily Intake = Duldbare tägliche Aufnahmemenge
<i>Äquivalente Jahreskosten</i>	Siehe <i>investitionsabhängige Jahresgesamtkosten</i> .
<i>Aktuelle Preise</i>	Siehe <i>nominaler Preis</i>
<i>Allgemeines Preisniveau</i>	Der gewichtete Durchschnittspreis aller Güter und Dienstleistungen einer Wirtschaft in Bezug auf ihre Preise an einigen festen Zeitpunkten in der Vergangenheit. Das allgemeine Preisniveau zeigt auf, was mit den Preisen im Durchschnitt passiert, nicht mit den Preisen von individuellen Gütern. Änderungen des allgemeinen Preisniveaus werden durch den <i>Verbraucherpreisindex</i> bestimmt, wobei der Wert des Basisjahrs 100 beträgt.
<i>Aufwendungen</i>	Die aktuellen Cash flows. Die Aufwendungen in einem gegebenen Jahr können sich sowohl auf die Investitionskosten (Investitionsaufwendungen) als auch auf die Betriebskosten und den Verbrauch beziehen.
<i>Barwert</i>	Der Geldbetrag, der heute als äquivalent zum Cash inflow oder outflow angesehen wird, die für die Zukunft erwartet werden. Dies entspricht dem diskontierter Wert des zukünftigen Cash flows.
<i>Basisfall</i>	Die bestehende Situation. Der Bezug auf den Basisfall wird manchmal auch als 'Normalbetrieb' oder 'Grundlinienszenario' bezeichnet.
<i>Basisjahr</i>	Im Zusammenhang mit der Verarbeitung zeitabhängiger Daten, wie Kosten oder Emissionen, ist das Basisjahr das für die Zusammenstellung der Rohinputdaten ausgewählte Jahr. Das Basisjahr stellt das Jahr dar, von dem aus die Prognosen, ausgehend vom Basisfall, vorgenommen werden.
<i>BAT = BVT</i>	Best Available Techniques = Beste Verfügbare Techniken
<i>Betriebs- und Wartungskosten</i>	Die für den Betrieb und die Wartung der vorgeschlagenen Technik erforderlichen Kosten für Energie, Löhne, Materialien und Umweltdienste im Verlaufe eines einzelnen Jahres. Die Betriebs- und Wartungskosten beinhalten fixe jährliche Kosten im Zusammenhang mit Verwaltung, Versicherungsprämien und anderen allgemeinen Gesamtkosten. Allerdings beinhalten sie nicht jegliche Kosten in Verbindung mit der Finanzierung und Abschreibung der Anlage oder Anlagenausrüstung. Diese werden durch die Verwendung eines Kapitalwiedergewinnungsfaktors bei der Bestimmung der Jahresgesamtkosten oder der investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten erfasst. Da die Betriebs- und Wartungskosten jährlich durch die Nutzung der Technik anfallen, sind sie auch als <i>wiederkehrende Kosten</i> bekannt.
<i>BREF</i>	BAT reference document = BVT-Merkblatt
<i>Cash flow</i>	Für ein gegebenes Jahr ist der Cash flow in Verbindung mit einer Umweltschutztechnik oder -maßnahme die Differenz zwischen Einnahmen und Ausgaben. Sobald die Umweltschutztechnik in Betrieb ist, umfasst der Cash flow eines gegebenen Jahres die Betriebs- und Wartungskosten abzüglich der Einnahmen für den Verkauf von Nebenprodukten und jeglichen anderen damit verbundenen Kosteneinsparungen. In ähnlicher Weise, vor Inbetriebnahme der Technik, beinhaltet der Cash flow nur die Investitionsaufwendungen. Cash flows beinhaltet nur die anfallenden Kosten. Abschreibungskosten sind in Cash flows nicht enthalten.

Begriff	Erklärung
<i>Deckungsbeitragsanalyse</i>	Vergleich der Ergebnisse unter Verwendung einer Standardbezugsgröße, wie z.B. der europäischen Gesamt-Kennzahlen, um einen Eindruck zur relativen Bedeutung der Ergebnisse zu geben.
<i>Deflation</i>	Eine Abnahme des allgemeinen Preisniveaus oder eine Zunahme der monetären Kaufkraft
<i>DEM</i>	Deutsche Mark
<i>Direkte Kosten</i>	Direkte Kosten beziehen sich auf solche Kosten, die in erster Linie der vorgeschlagenen Technik zugeordnet werden können, z.B. stellen direkte Kosten den Umfang zusätzlicher Mittel für den Kauf, die Installierung, den Betrieb und die Wartung der Technik(en) dar.
<i>Diskontierter Cash flow</i>	Der Barwert der zukünftig erwarteten Cash flows
<i>Diskontierung</i>	Das Verfahren zur Bestimmung des Barwerts zukünftiger Cash flows
<i>Diskontierungsfaktor</i>	Der Faktor zur Diskontierung zukünftiger Cash flows auf ihren Barwert
<i>DKK</i>	Dänische Krone
<i>IEF</i>	Information Exchange Forum = Informationsaustauschforum (informelles Beratungsgremium auf Grundlage der IVU-Richtlinie).
<i>Effizienz</i>	Ein Maß für die Wirksamkeit einer Technik zum Erreichen eines bestimmten Ergebnisses. In einigen Fällen kann sie auch als Verhältnis von Input zu Output ausgedrückt werden.
<i>EIPPCB</i>	European IPPC Bureau
<i>Elastizität von Preisen</i>	Beschreibt wie die Nachfrage eines Erzeugnisses sich mit ansteigendem Preis ändert. Wenn sich der Bedarf bei steigendem Preis dramatisch reduziert, ist das Erzeugnis elastisch; ist dies nicht der Fall, dann ist es unelastisch. Wenn die Prozentsatzänderung der nachgefragten Menge höher ist als die Prozentsatzänderung des Preises, ist das Erzeugnis preiselastisch. Die Preiselastizität wird als dimensionslose Zahl angegeben $[(\Delta D/D)/(\Delta P/P)]$ wobei ΔD die Änderung des Bedarfs D und ΔP die Änderung des Preises P bedeutet.
<i>Emission</i>	Die direkte oder indirekte Freisetzung von Stoffen, Schwingungen, Hitze oder Lärm von individuellen oder diffusen Quellen einer Anlage in die Luft, in das Wasser oder in den Boden
<i>Emissionsfaktor</i>	Die abgeschätzte mittlere Emissionsmenge eines gegebenen Schadstoffs für eine bestimmte Quelle in Bezug auf eine bestimmte Produktionsmenge
<i>Erlöse</i>	Das (jährliche) generierte Einkommen durch z.B. Verkauf von rückgewonnenen Stoffen oder erzeugter Energie aus dem Betrieb der vorgeschlagenen Technik
<i>EUR</i>	Euro (Währung der Europäischen Union)
<i>Externalitäten</i>	Ökonomische Kosten, die normalerweise in den Märkten oder bei Entscheidungen von Marktakteuren nicht berücksichtigt werden. Eine negative Externalität würde z.B. dort gegeben sein, wo eine Notwendigkeit für das Überstreichen einer Oberfläche wegen der Luftverschmutzung und der dadurch bedingten Schädigung der gestrichenen Oberfläche häufiger gegeben ist. Da der Verschmutzer nicht das Überstreichen bezahlen würde, handelt es sich hier um externe Kosten oder Externalität.
<i>Fixkostendegression</i>	Größere Nutzeffekte durch erhöhten Output, z.B., wenn ein Betreiber seine Produktionskosten durch Einkauf in großen Mengen oder durch Erhöhung der Kapazität der Produktionslinie etc. vermindern kann.
<i>GBP</i>	Pounds Sterling (britische Währung)
<i>Gebühren</i>	Gebühren werden an eine Institution oder öffentliche Einrichtung entrichtet (Gebühren für die örtliche Abfall- oder Abwasserentsorgung, Gebühren für die Genehmigung oder die Überwachung von Umweltschutzanlagen).
<i>GDP</i>	Gross Domestic Product = Bruttosozialprodukt
<i>Gegenläufige medienübergreifende Effekte</i>	Probleme, die durch gegenläufige Umwelteffekte auftreten oder Effekte, die schwer zu vergleichen sind (z.B. NO _x -Reduktion im Vergleich zum Energieverbrauch).

Begriff	Erklärung
<i>Gemeinkosten</i>	Gemeinkosten sind Kosten, die nicht direkt einem einzelnen Objekt oder Kostenträger zugeordnet werden können. Im Allgemeinen werden sie als Zuschlagssatz oder Prozentsatz für Kostenstellen gesehen und werden später in der Kalkulation auf die Produkte aufgeteilt, sodass sie als Gemeinkosten des Kostenträgers gebucht werden (zum Beispiel Verwaltungskosten etc.).
<i>GJ</i>	Gigajoule (1GJ = 10 ⁹ Joule).
<i>HFO = Heizöl S</i>	Schweres Heizöl
<i>Indirekte Kosten</i>	Indirekte Kosten beziehen sich auf diejenigen Kosten, die in Zusammenhang mit Bedarfsänderungen in betreffenden Märkten oder Bereichen der Wirtschaft durch nach- und vorgelagerten Schnittstellen mit der Produktion stehen. Zum Beispiel können die (direkten) Aufwendungen für eine Umweltschutztechnik Änderungen im Bedarf für bestimmte Ressourcen und damit verbundene Dienstleistungen in der ganzen Wirtschaft hervorrufen. Der Nettowert dieser verursachten Änderungen sind indirekte Kosten der Investition.
<i>Inflation</i>	Ein Anstieg des generellen Preisniveaus eines Produkts oder einer Dienstleistung oder ein Rückgang der monetären Kaufkraft.
<i>Investitionsabhängige Jahresgesamtkosten</i>	Ein gleichwertiger oder gleich bleibender finanzieller Betrag, der jedes Jahr über die Nutzungsdauer der vorgeschlagenen Technik zu entrichten ist. Die Summe aller finanziellen Aufwendungen hat den gleichen <i>Barwert</i> wie die ursprünglichen Investitionsaufwendungen. Die investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten eines Aktivums spiegeln die Ersatzkosten des Investors wieder, die ihm durch den Besitz des Aktivums entstehen.
<i>Investitionsaufwand</i>	Die gesamten in einem gegebenen Jahr getätigten Aufwendungen für den Kauf von Anlagen zur Emissionsminderung oder von Anlagen-einrichtungen von einem Lieferanten sowie alle Aufwendungen in Verbindung mit der Installation der Anlagen/Einrichtungen bis hin zur Inbetriebnahme. Dies beinhaltet den Kauf von Grundstücken, die allgemeine Standorterschließung etc..
<i>Jahresgesamtkosten</i>	Die gesamten jährlichen Kosten einer Technik korrespondieren mit alljährlich anfallenden Zahlungen, die zur Deckung sowohl der jährlichen Netto-Betriebs- und Wartungskosten als auch der jährlichen Kapitalkosten benötigt werden (in Form der Kapitalwiedergewinnung und der Kapitalbeschaffungskosten).
<i>Kapitalwiedergewinnungs-faktor</i>	Ein Faktor, der zur Berechnung der investitionsabhängigen Jahresgesamtkosten einer Umweltschutztechnik verwendet wird. Ein Kapitalwiedergewinnungsfaktor kann ebenso zur Bestimmung der entsprechenden jährlichen äquivalenten jährliche Kosten des jährlichen Cash Outflows (d.h. die Errichtungsinvestitionen und die jährlichen Netto-Betriebs- und Wartungskosten), die im Laufe der Lebensdauer einer Umweltschutztechnik anfallen.
<i>Kaufkraft</i>	Die Möglichkeit, mit Geld Güter und Dienstleistungen zu kaufen. Wenn das allgemeine Preisniveau steigt, sinkt die monetäre Kaufkraft. Deshalb ist in Zeiten der Inflation eine ständig steigende Geldmenge zur Darstellung einer vorgegebenen Kaufkraft erforderlich.
<i>Konstante Preise</i>	Siehe <i>reale Preise</i>
<i>LC50</i>	Letale Konzentration für 50 % der Versuchsorganismen. Die niedrigste Konzentration eines Stoffs in Wasser oder in der Umgebungsluft in Milligramm pro Liter, die ausreichend ist, um 50 % der Testpopulation innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (z.B.. 96 Stunden für Fische, 48 Stunden für Daphnien) zu töten.
<i>LD50</i>	Letale Dosis für 50 % der Versuchsorganismen. Die niedrigste Dosis eines Stoffes, die Spezies wie Mäuse und Ratten verabreicht wird und die ausreicht, um 50 % der Testpopulation innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (nicht mehr als 14 Tage) zu töten, ausgedrückt in Milligramm Testsubstanz je kg Körpergewicht.
<i>Maßnahme</i>	Technik oder Kombination von Techniken

Begriff	Erklärung
<i>Medienübergreifende Effekte</i>	Die Berechnung der Umweltauswirkungen von Emissionen in Wasser, Luft oder Boden, des Energieverbrauchs, des Rohstoffverbrauchs, von Lärm etc.
<i>MJ</i>	Megajoule (1MJ = 1000 kJ = 10 ⁶ Joule).
<i>MTC</i>	Maximum Tolerable Concentrations = Maximal tolerierbare Konzentrationen
<i>NOAEL</i>	No Observed Adverse Effect Levels = Konzentrationen, bei denen keine nachteiligen Effekte beobachtbar sind
<i>NOEC</i>	No Observed Effect Concentration = Konzentration, bei der kein Effekt beobachtbar ist
<i>Nominaler Diskontsatz/ Zinssatz</i>	Nominale oder derzeitige Diskontsätze beziehen sich auf diejenigen Sätze, die zum Zeitpunkt ihrer Bestimmung gelten. Solche Sätze sind nicht an die Auswirkungen der Inflation angepasst.
<i>Nominaler (aktueller) Preis</i>	Preise, die in Form von Kaufkraft zum in Frage stehenden Zeitpunkt angegeben werden. Nominale Preise sind nicht inflationsbereinigt.
<i>Normalisierung</i>	Siehe <i>Deckungsbeitragsanalyse</i>
<i>Nutzen</i>	Wird in diesem Dokument synonym zu 'Vorteilen' verwendet zur Beurteilung der positiven oder negativen Umweltauswirkungen, die aufgrund der Einführung einer Technik oder einer anderen Umweltmaßnahme betrachtet werden.
<i>Opportunitätskosten</i>	Der Wert eines knappen Faktors für seine nächstbeste Verwendung. Die wahren wirtschaftlichen Kosten einer Ressource werden durch die Opportunitätskosten wiedergegeben.
<i>Opportunitätskosten für Kapital</i>	Die erwartete Kapitalverzinsung, die bei der Investition in die vorgeschlagene Technik als die beste Alternativinvestition vorherbestimmt wurde.
<i>PNEC</i>	Predicted No Effect Concentrations = Konzentration, bei der kein toxischer Effekt zu beobachten ist.
<i>Preiselastizität</i>	Siehe <i>Elastizität von Preisen</i>
<i>Reale (konstante) Preise</i>	Tatsächliche oder konstante Preisvariablen passen die Nominalvariablen an die Änderungen des allgemeinen Preisniveaus an. Sie stellen Preise dar, die an die Inflation angepasst sind.
<i>Realer Diskontsatz/Zinssatz</i>	Ein an die Inflation angepasster nominaler Diskontsatz/Zinssatz, sodass er einen Anstieg der Kaufkraft darstellt. Der reale Diskontsatz oder Zinssatz bestimmt, wie viel zusätzlicher Verbrauch in Periode 2 möglich ist, wenn auf etwas Verbrauch in Periode 1 verzichtet wird.
<i>Schadstoff</i>	Einzelstoff oder eine Gruppe von Stoffen, die schädlich oder nachteilig für die Umwelt sind.
<i>SEK</i>	Schwedische Kronen.
<i>TDI</i>	Tolerable Daily Intake = Tolerierbare tägliche Aufnahme
<i>Technische Lebensdauer</i>	Die geschätzte 'physikalische' Lebensdauer einer Technik, d.h. die Zeitspanne, innerhalb der die Anlage im wahrsten Sinne des Wortes wegen des 'physikalischen' Verschleißes abgenutzt wird. Die geschätzte Lebensdauer einer Technik ist eine Funktion des zugrundegelegten Wartungssystems. Eine vorteilhafte Vorgehensweise bei der Reparatur kann die Lebensdauer des Aktivums verlängern.
<i>TJ</i>	Terajoule (1 TJ = 10 ¹² Joule).
<i>Umweltbelange</i>	In diesem Dokument verwendet zur Beschreibung der Effekte, die für die Bewertung zusammen betrachtet werden. In der Methodik zu den medienübergreifenden Effekten werden folgende Belange behandelt: <ul style="list-style-type: none"> - Humantoxizität - globale Erwärmung - aquatische Toxizität - Versauerung - Eutrophierung - Ozonschichtschädigung - photochemische Ozonbildung - Abbau abiotischer Ressourcen Diese Umweltbelange entsprechen den Wirkungskategorien in ISO 14042.

<i>Vermiedene Kosten</i>	Der Wert jeglicher Einsparungen an Arbeits-, Energie- oder Materialverbrauchskosten relativ zum Basisfall, die aus dem Betrieb der Technik resultieren.
<i>Verschmutzungsquelle</i>	Die Emissionsquelle. Verschmutzungsquellen können eingeteilt werden in (i) Punkt- oder konzentrierte Quellen; (ii) disperse Quellen oder flüchtige Emissionen; und (iii) Linienquellen einschließlich mobiler (Transport) und stationärer Quellen.
<i>Vorteil(e)</i>	siehe <i>Nutzen</i> .
<i>Wirtschaftliche Nutzungsdauer</i>	Die Zeitdauer, in der die geringfügigen Kosten für den Betrieb und die Wartung einer Umweltschutztechnik den geringfügigen Nutzen durch das Aktivum übersteigt; üblicherweise können andere Faktoren, wie eine technologische Änderung oder Änderungen der wirtschaftlichen Begleitumstände das Aktivum obsolet oder ungeeignet machen. Die wirtschaftliche Nutzungsdauer einer Umweltschutztechnik kann durch seine <i>technische Lebensdauer</i> unterschiedlich sein; die wirtschaftliche Nutzungsdauer ist typischerweise kürzer als die technische.
<i>Zinskosten (Zinsbelastung)</i>	Eine Belastung, die durch den Einsatz von Geld verursacht wird (d.h. Zinsen für Kredite oder Investitionen). Die jährliche Zinsbelastung für das nicht zurückgezahlte Kapital ist ein Teil der jährlichen Kapitalkosten.
<i>Zinssatz</i>	Das Verhältnis der Zinsbelastung in irgendeinem Zeitraum zum ursprünglichen Investitionsaufwand
<i>Zusätzliche Kosten/ Aufwendungen</i>	Dieser Begriff bezieht sich auf den Unterschied zwischen den beim Basisfall oder der bestehenden Situation anfallenden Gesamtkosten und den Kosten, die durch die Einführung der anderen betrachteten Optionen anfallen.

ANHÄNGE

ANHANG 1 - HUMANTOXIZITÄTSPOTENZIALE

Liste von dimensionslosen Toxizitätsfaktoren für einige potenziell relevante Luftschadstoffe.

Die Faktoren dieser Liste sind ausschließlich für die Bewertung genereller toxischer Effekte zum Vergleich von Techniken innerhalb eines Industriesektors gedacht.

Die Anwendung dieser Faktoren zur Berechnung des Humantoxizitätspotenzials einer Technik/eines Prozesses wird in Abschnitt 2.5.1 erörtert:

Vereinfachung und Grenzen der Tabelle:

Diese Methode beruht auf bestimmten Vereinfachungen, wie (a) es gibt keinen Unterschied für die Art des toxischen Effekts, (b) die Analyse von synergistischen oder antagonistischen Effekten wird nicht berücksichtigt (c) nur chronische (Langzeit-)Effekte werden berücksichtigt. Diese Faktoren können nur einen vagen Hinweis auf die relative Toxizität liefern.

Die Faktoren sind von den deutschen Arbeitsplatzgrenzwerten abgeleitet, dividiert durch die entsprechende Zahl für Blei. Quellenangabe: TRGS-900 - Technische Regeln für Gefahrstoffe. Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz "Luftgrenzwerte". Stand April 2003. Deutsche TRGS-Werte = Grenzwerte für die Luft an Arbeitsplätzen (beinhalten die risiko-basierten MAK = maximale Arbeitsplatzkonzentrationen, und TRKs = Technische Richtkonzentrationen: Arbeitsplatzkonzentrationen, die technisch an Arbeitsplätzen erreichbar sind.

	Stoff	Human-toxizitätsfaktor
1	1,1,1-Trichlorethan	11000,00
2	1,2,4-Trichlorbenzol	38,00
3	1,2-Dichlorbenzol	610,00
4	1,2-Dichlorethan	200,00
5	1,4-Dichlorbenzol	3000,00
6	1,4-Dioxan	730,00
7	2,2'-Oxydiethanol	440,00
8	2-Aminoethanol	51,00
9	2-Butoxyethanol	980,00
10	2-Ethoxyethanol	190,00
11	2-Ethoxyethylacetat	270,00
12	2-Methoxyethanol	160,00
13	2-Methoxyethylacetat	250,00
14	Acetaldehyd	910,00
15	Aceton	12000,00
16	Acetonitril	340,00
17	Acrylaldehyd	2,50
18	Acrylamid	0,30
19	Acrylsäure	
20	Acrylnitril	70,00
21	Ammoniak	350,00
22	Anilin	77,00
23	Anisidin, o- and p-	5,10
24	Antimon und seine Verbindungen	5,00

	Stoff	Human-toxizitätsfaktor
25	Arsen und seine Verbindungen	1,00
26	Benzol	32,50
27	Benzo-a-pyren	0,05
28	Benzylbutylphthalat	30,00
29	Beryllium und seine Verbindungen (als Be)	0,02
30	Bis(2-ethylhexyl)phthalat	100,00
31	Buta-1,3-dien	110,00
32	Butan-2-on	6000,00
33	Butan	24000,00
34	Butylacetat	960,00
35	Cadmium und seine Verbindungen	0,15
36	Kohlenstoffdisulfid	300,00
37	Kohlenmonoxid	350,00
38	Tetrachlormethan	640,00
39	Chlor	15,00
40	Chlorbenzol	470,00
41	Chloroform	
42	Chlormethan	1000,00
43	Chrom VI-Verbindungen	0,50
44	Kobalt und seine Verbindungen	1,00
45	Kupferstäube und -nebel (als Cu)	10,00

	Stoff	Human-toxizitätsfaktor
46	Cresol, alle Isomere	220,00
47	Cumen	2500,00
48	Cyclohexan	7000,00
49	Cyclohexanon	800,00
50	Dichlormethan	3500,00
51	Dimethylsulfat	1,00
52	Dimethylamin	37,00
53	Dimethylanilin, NN-	250,00
54	Dimethylformamid	300,00
55	Diphenylamin	50,00
56	Ethanol	9600,00
57	Ethylacetat	15000,00
58	Ethylacrylat	210,00
59	Ethylamin	94,00
60	Ethylbenzol	4400,00
61	Fluoride(als F)	25,00
62	Formaldehyd	6,20
63	Hydrazin	1,30
64	Chlorwasserstoff	80,00
65	Fluorwasserstoff	-
66	Schwefelwasserstoff	140,00
67	Isocyanate (als NCO)	0,00
68	Blei	1,00
69	Mangan und seine Verbindungen	5,00
70	Quecksilber und seine Verbindungen, mit Ausnahme von Quecksilberalkylen, als Hg	0,10
71	Methylacrylat	180,00
72	Methanol	2700,00
73	Methylacetat	6100,00
74	Methylmethacrylat	2100,00

	Stoff	Human-toxizitätsfaktor
75	Methyl-tert-butylether	-
76	Naphthalin	500,00
77	n-Hexan	1800,00
78	Nickel und anorganische Verbindungen	0,50
79	Nitrobenzol	50,00
80	Stickstoffdioxid	95,00
81	Stickstoffmonoxid	300,00
82	NN-Dimethylanilin	250,00
83	Ozon	2,00
84	Phenol	190,00
85	Phosgen	0,82
86	Propan-2-ol	5000,00
87	Pyridin	160,00
88	Nariumhydroxid	20,00
89	Styrol	860,00
90	Schwefeldioxid	13,00
91	Tetrachlorethen	3450,00
92	Zinn und seine Verbindungen, anorganisch, mit Ausnahme von SnH ₄	20,00
93	Toluol	1900,00
94	Trichlorethen	2700,00
95	Trimethylbenzole, alle Isomere und Mischungen	1000,00
96	Vanadium	5,00
97	Vinylacetat	360,00
98	Vinylchlorid	50,00
99	Xylol, o-, m-, p- oder gemischte Isomere	4400,00
100	Zinkoxid	50,00

ANHANG 2 – POTENZIALE DER GLOBALEN ERWÄRMUNG

Die folgende Tabelle gibt die Potenziale für die direkte globale Erwärmung (auf Massenbasis) in Relation zu Kohlendioxid von Gasen wieder, deren Lebensdauer in geeigneter Weise charakterisiert wurde.

Gas	Chemische Formel	Lebensdauer in der Atmosphäre (Jahre)	Potenzial für die globale Erwärmung (100 Jahre Zeithorizont)
Kohlendioxid	CO ₂		1
Methan	CH ₄	12	23
Stickstoffoxid	N ₂ O	114	296
Chlorfluorkohlenwasserstoffe			
CFC-11	CCl ₃ F	45	4600
CFC-12	CCl ₂ F ₂	100	10600
CFC-13	CCIF ₃	640	14000
CFC-113	CCl ₂ FCClF ₂	85	6000
CFC-114	CCIF ₂ CCIF ₂	300	9800
CFC-115	CF ₃ CCIF ₂	1700	7200
Hydrochlorfluorkohlenwasserstoffe			
HCFC-21	CHCl ₂ F	2	210
HCFC-22	CHClF ₂	11,9	1700
HCFC-123	CF ₃ CHCl ₂	1,4	120
HCFC-124	CF ₃ CHClF	6,1	620
HCFC-141b	CH ₃ CCl ₂ F	9,3	700
HCFC-142b	CH ₃ CCIF ₂	19	2400
HCFC-225ca	CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	2,1	180
HCFC-225cb	CCIF ₂ CF ₂ CHClF	6,2	620
Hydrofluorkohlenwasserstoffe			
HFC-23	CHF ₃	260	12000
HFC-32	CH ₂ F ₂	5	550
HFC-41	CH ₃ F	2,6	97
HFC-125	CHF ₂ CF ₃	29	3400
HFC-134	CHF ₂ CHF ₂	9,6	1100
HFC-134a	CH ₂ FCF ₃	13,8	1300
HFC-143	CHF ₂ CH ₂ F	3,4	330
HFC-143a	CF ₃ CH ₃	52	4300
HFC-152	CH ₂ FCH ₂ F	0,5	43
HFC-152a	CH ₃ CHF ₂	1,4	120
HFC-161	CH ₃ CH ₂ F	0,3	12
HFC-227ea	CF ₃ CHF ₂ CF ₃	33	3500
HFC-236cb	CH ₂ FCF ₂ CF ₃	13,2	1300
HFC-236ea	CHF ₂ CHF ₂ CF ₃	10	1200
HFC-236fa	CF ₃ CH ₂ CF ₃	220	9400
HFC-245ca	CH ₂ FCF ₂ CHF ₂	5,9	640
HFC-245fa	CHF ₂ CH ₂ CF ₃	7,2	950
HFC-365mfc	CF ₃ CH ₂ CF ₂ CH ₃	9,9	890
HFC-43-10mee	CF ₃ CHFCH ₂ CF ₂ CF ₃	15	1500
Chlorkohlenwasserstoffe			
CH ₃ CCl ₃		4,8	140
CCl ₄		35	1800
CHCl ₃		0,51	30
CH ₃ Cl		1,3	16
CH ₂ Cl ₂		0,46	10

Gas	Chemische Formel	Lebensdauer in der Atmosphäre (Jahre)	Potenzial für die globale Erwärmung (100 Jahre Zeithorizont)
Bromkohlenwasserstoffe			
CH ₃ Br		0,7	5
CH ₂ Br ₂		0,41	1
CHBrF ₂		7	470
Halon-1211	CBrClF ₂	11	1300
Halon-1301	CBrF ₃	65	6900
Iodkohlenwasserst.			
CF ₃ I		0,005	1
Vollständig fluoriierte Verbindungen			
SF ₆		3200	22200
CF ₄		50000	5700
C ₂ F ₆		10000	11900
C ₃ F ₈		2600	8600
C ₄ F ₁₀		2600	8600
c-C ₄ F ₈		3200	10000
C ₅ F ₁₂		4100	8900
C ₆ F ₁₄		3200	9000
Ether und halogenierte Ether			
CH ₃ OCH ₃		0,015	1
(CF ₃) ₂ CFOCH ₃		3,4	330
(CF ₃)CH ₂ OH		0,5	57
CF ₃ CF ₂ CH ₂ OH		0,4	40
(CF ₃) ₂ CHOH		1,8	190
HFE-125	CF ₃ OCHF ₂	150	14900
HFE-134	CHF ₂ OCHF ₂	26,2	6100
HFE-143a	CH ₃ OCF ₃	4,4	750
HCFE-235da2	CF ₃ CHClOCHF ₂	2,6	340
HFE-245cb2	CF ₃ CF ₂ OCH ₃	4,3	580
HFE-245fa2	CF ₃ CH ₂ OCHF ₂	4,4	570
HFE-254cb2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₃	0,22	30
HFE-347mcc3	CF ₃ CF ₂ CF ₂ OCH ₃	4,5	480
HFE-356pcf3	CHF ₂ CF ₂ CH ₂ OCHF ₂	3,2	430
HFE-374pc2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₂ CH ₃	5	540
HFE-7100	C ₄ F ₉ OCH ₃	5	390
HFE-7200	C ₄ F ₉ OC ₂ H ₅	0,77	55
H-Galden 1040x	CHF ₂ OCF ₂ OC ₂ F ₄ OCHF ₂	6,3	1800
HG-10	CHF ₂ CHF ₂ OCF ₂ OCHF ₂	12,1	2700
HG-01	CHFOCF ₂ CF ₂ CHFOCF ₂ CF ₂ CHFOCF ₂	6,2	1500

Anhang 2. Tabelle 1 [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001]

http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/248.htm

Die folgende Tabelle listet das 'direkte Potenzial der globalen Erwärmung' (auf Massenbasis) in Relation zu Kohlendioxid für Gase auf, deren Lebensdauer nur indirekt und weniger durch Labormessungen ermittelt wurde oder für die Unsicherheit über die Abbauprozesse besteht. Die Bestrahlungseffizienz ist mit Bezug auf die gesamte Atmosphäre definiert.

Gas	Chemische Formel	Geschätzte Lebensdauer (Jahre)	Potenzial der globalen Erwärmung (100 Jahre Zeithorizont)
NF ₃		740	10800
SF ₅ CF ₃		>1000 *	>17500
c-C ₃ F ₆		>1000 *	>16800
HFE-227ea	CF ₃ CHFOCF ₃	11	1500
HFE-236ea2	CF ₃ CHFOCHF ₂	5,8	960
HFE-236fa	CF ₃ CH ₂ OCF ₃	3,7	470
HFE-245fa1	CHF ₂ CH ₂ OCF ₃	2,2	280
HFE-263fb2	CF ₃ CH ₂ OCH ₃	0,1	11
HFE-329mcc2	CF ₃ CF ₂ OCF ₂ CHF ₂	6,8	890
HFE-338mcf2	CF ₃ CF ₂ OCH ₂ CF ₃	4,3	540
HFE-347mcf2	CF ₃ CF ₂ OCH ₂ CHF ₂	2,8	360
HFE-356mec3	CF ₃ CHFCF ₂ OCH ₃	0,94	98
HFE-356pcc3	CHF ₂ CF ₂ CF ₂ OCH ₃	0,93	110
HFE-356pcf2	CHF ₂ CF ₂ OCH ₂ CHF ₂	2	260
HFE-365mcf3	CF ₃ CF ₂ CH ₂ OCH ₃	0,11	11
(CF ₃) ₂ CHOCHF ₂		3,1	370
(CF ₃) ₂ CHOCH ₃		0,25	26
-(CF ₂) ₄ CH(OH)-		0,85	70

* Geschätzte untere Grenze auf Basis perfluorierter Struktur

Anhang 2. Tabelle 2 [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001]

http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/249.htm#tab68

ANHANG 3 – AQUATISCHE TOXIZITÄTSPOTENZIALE

CAS-Nummer	Stoff	PNEC _{TGD} (mg/l)	Effektfaktor LCA (l/mg)	Verlässliche Quelle
71-55-6	1,1,1-Trichlorethan	2,1E+00	4,8E-01	A&S/QSAR
634-66-2	1,2,3,4-Tetrachlorbenzol	2,3E-02	4,3E+01	A&S/QSAR
634-90-2	1,2,3,5-Tetrachlorbenzol	2,2E-02	4,5E+01	A&S/QSAR
87-61-6	1,2,3-Trichlorbenzol	6,4E-02	1,6E+01	A&S/QSAR
95-94-3	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	2,6E-02	3,8E+01	A&S/QSAR
120-82-1	1,2,4-Trichlorbenzol	7,9E-02	1,3E+01	A&S/QSAR
95-50-1	1,2-Dichlorbenzol	2,7E-01	3,7E+00	A&S/QSAR
107-06-2	1,2-Dichlorethan	1,4E+01	7,1E-02	A&S/QSAR
108-70-3	1,3,5-Trichlorbenzol	5,7E-02	1,8E+01	A&S/QSAR
106-99-0	1,3-Butadien	7,13E-02	1,40E+01	TGD/1000
541-73-1	1,3-Dichlorbenzol	2,1E-01	4,8E+00	A&S/QSAR
106-46-7	1,4-Dichlorbenzol	2,6E-01	3,8E+00	A&S/QSAR
100-00-5	1-Chlor-nitrobenzol	3,2E-03	3,1E+02	TGD/100
634-83-3	2,3,4,5-Tetrachloranilin	3,2E-04	3,1E+03	TGD/100
-	2,3,4,6-Tetrachloranilin	keine Daten verfügbar		
58-90-2	2,3,4,6-Tetrachlorphenol	1,4E-03	7,1E+02	TGD/100*
634-93-5	2,3,4-Trichloranilin	7,3E-03	1,4E+02	TGD/100*
3481-20-7	2,3,5,6-Tetrachloranilin	3E-04	3E+03	TGD/1000
1746-01-6	2,3,7,8-TCDD (dioxin)	1,2E-09	8,3E+08	TGD/10
87-59-2	2,3-Dimethylanilin	1,6E-03	6,3E+02	TGD/100
93-76-5	2,4,5-T	1,6E-01	6,3E+00	TGD/100
636-30-6	2,4,5-Trichloranilin	1,8E-02	5,6E+01	TGD/100*
95-95-4	2,4,5-Trichlorphenol	4,8E-03	2,1E+02	TGD/50
634-93-5	2,4,6-Trichloranilin	2,3E-03	4,3E+02	TGD/1000
88-06-2	2,4,6-Trichlorphenol	1,3E-02	7,7E+01	TGD/50
2683-43-4	2,4-Dichlor-6-nitroanilin	2,1E-03	4,8E+02	TGD/1000
554-00-7	2,4-Dichloranilin	5,0E-02	2,0E+01	A&S/n=14
120-83-2	2,4-Dichlorphenol	5,8E-03	1,7E+02	TGD/50
95-68-1	2,4-Dimethylanilin	2,5E-01	4,0E+00	A&S/n=6
97-02-9	2,4-Dinitroanilin	9,6E-03	1,0E+02	TGD/1000
94-75-7	2,4 D (2,4-dichlorphenoxyessigsäure)	9,9E-03	1,0E+02	A&S/n=19
95-82-9	2,5-Dichloranilin	2,9E-03	3,4E+02	TGD/1000
608-31-1	2,6-Dichloranilin	1E-03	1E+03	TGD/1000
615-65-6	2-Chlor-4-methylanilin	3,6E-02	2,8E+01	TGD/1000
1121-87-9	2-Chlor-4-nitroanilin	2,0E-02	5,0E+01	TGD/10000
95-57-8	2-Chlorphenol	3E-03	3E+02	TGD/100
95-53-4	2-Methylanilin	2,3E-01	4,3E+00	A&S/n=6
95-51-2	2-Monochloranilin	6,4E-04	1,6E+03	TGD/50
88-74-4	2-Nitroanilin	1,9E-02	5,3E+01	TGD/1000
95-76-1	3,4-Dichloranilin	8,0E-04	1,3E+03	A&S/n=29
95-64-7	3,4-Dimethylanilin	1,6E-04	6,3E+03	TGD/100
626-43-7	3,5-Dichloranilin	1,1E-02	9,1E+01	TGD/100*
95-74-9	3-Chlor-4-methylanilin	8,5E-03	1E+02	TGD/50
108-44-1	3-Methylanilin	1E-04	1E+04	TGD/100
108-42-9	3-Monochloranilin	1,3E-03	7,7E+02	TGD/10
99-09-2	3-Nitroanilin	1E-02	1E+02	TGD/50
106-49-0	4-Methylanilin	2E-03	5E+02	TGD/100*
106-47-8	4-Monochloranilin	8,0E-04	1,3E+03	A&S/n=7
100-01-6	4-Nitroanilin	4,3E-01	2,3E+00	A&S/n=6
98-07-7	α,α,α -Trichlortoluol	2,7E-02	3,7E+01	TGD/1000
98-87-3	α,α -Dichlortoluol	keine Daten verfügbar		
100-44-7	α -Chlortoluol	1,3E-03	7,7E+02	TGD/1000
959-98-8	α -Endosulphan	2E-05	5E+04	TGD/10
319-84-6	α -Hexachlorcyclohexan (α -HCH)	3,5E-03	2,9E+02	A&S/n=7
30560-19-1	Acephat	6,4E-03	1,6E+02	TGD/1000

CAS-Nummer	Stoff	PNEC _{TGD} (mg/l)	Effektfaktor LCA (l/mg)	Verlässliche Quelle
107-02-8	Acrolein	7E-06	1E+05	TGD/1000
107-13-1	Acrylonitril	7,6E-03	3E+02	TGD/1000
116-06-3	Aldicarb	2E-05	5E+04	TGD/50
309-00-2	Aldrin	2,9E-05	3,4E+04	A&S/n=6
-	Alkyldimethylbenzyl-ammonium	keine Daten verfügbar		
7664-41-7	Ammoniak	1,6E-03	6,3E+02	TGD/100
101-05-3	Anilazin	2E-04	6E+03	TGD/50
120-12-7	Anthracen	3,34E-05	2,99E+04	TGD/50
7440-36-0	Antimon	4,6E+00	2,2E+01	TGD/50
7440-38-2	Arsen	2,4E-02	4,2E+01	A&S/n=17
1332-21-4	Asbest	keine Daten verfügbar		
1912-24-9	Atrazin	2,9E-03	3,4E+02	A&S/n=23
2642-71-9	Azinphos-ethyl	1,1E-05	9,1E+04	TGD/100*
86-50-0	Azinphos-methyl	1,2E-05	8,3E+04	A&S/n=12
319-85-7	β-Hexachlorcyclohexan (β-HCH)	6,1E-03	1,6E+02	A&S/n=6
7440-39-3	Barium	5,8E-02	1,7E+01	TGD/50
17804-35-2	Benomyl	1,5E-04	6,7E+03	TGD/100*
25057-89-0	Bentazon	6,4E-02	1,6E+01	TGD/1000
71-43-2	Benzol	2,4E+00	4,2E-01	A&S/QSAR
56-55-3	Benzo(a)anthracen	1,0E-05	1,0E+05	TGD/1000
50-32-8	Benzo(a)pyren	5E-06	2E+05	TGD/1000
205-99-2	Benzo(b)fluoranthen	2,2E-06	4,5E+05	TGD/1000
191-24-2	Benzo(ghi)perylen	3,0E-05	3,3E+04	A&S/QSAR
207-08-9	Benzo(k)fluoranthen	3,6E-06	2,8E+05	TGD/100
7440-41-7	Beryllium	1,6E-04	6,3E+03	A&S/n=7
82657-04-3	Bifenthrin	1,1E-06	9,1E+05	TGD/100*
85-68-7	Butylbenzylphthalat	7,5E-03	1,3E+02	TGD/10
7440-43-9	Cadmium	3,4E-04	2,9E+03	A&S/n=87
2425-06-1	Captafol	2,8E-05	3,6E+04	TGD/1000
133-06-2	Captan	2,2E-05	4,5E+04	TGD/50
63-25-2	Carbaryl	2,3E-04	4,3E+03	A&S/n=17
10605-21-7	Carbendazim	2E-04	5E+03	TGD/50
1563-66-2	Carbofuran	2,0E-04	5,0E+03	TGD/50
75-15-0	Kohlenstoffdisulfid	2,1E-03	4,8E+02	TGD/1000
75-69-4	CFK-11 (CFCL ₃)	keine Daten verfügbar		
26523-64-8	CFK-113 (C ₂ F ₃ CL ₃)	keine Daten verfügbar		
1320-37-2	CFK-114 (C ₂ F ₄ CL ₂)	keine Daten verfügbar		
76-15-3	CFK-115 (C ₂ F ₅ CL)	keine Daten verfügbar		
75-71-8	CFK-12 (CF ₂ CL ₂)	keine Daten verfügbar		
75-72-9	CFK-13 (CF ₃ CL)	keine Daten verfügbar		
57-74-9	Chlordan	1,5E-06	6,7E+05	TGD/10
470-90-6	Chlorfenvinphos	3E-03	3E+02	TGD/100
1698-60-8	Chloridazon	7,3E-02	1,4E+01	TGD/10
108-90-7	Chlorbenzol	6,9E-01	1,4E+00	A&S/QSAR
1897-45-6	Chlorthalonil	8,8E-04	1,1E+03	TGD/100*
101-21-3	Chlorpropham	3,8E-02	2,6E+01	TGD/100*
2921-88-2	Chlorpyriphos	2,8E-06	3,6E+05	A&S/n=9
7440-47-3	Chrom	8,5E-03	1,2E+02	A&S/n=55
7440-47-3	Chrom(III)	3,4E-02	2,9E+01	A&S/n=7
7440-47-3	Chrom(VI)	8,5E-03	1,2E+02	A&S/n=55
218-01-9	Chrysen	3,4E-04	2,9E+03	A&S/QSAR
7440-48-4	Kobalt	2,6E-03	3,8E+02	A&S/n=8

CAS-Nummer	Stoff	PNEC _{TGD} (mg/l)	Effektfaktor LCA (l/mg)	Verlässliche Quelle
7440-50-8	Kupfer	1,1E-03	9,1E+02	A&S/n=89
56-72-4	Coumaphos	7,4E-07	1,4E+06	TGD/100*
21725-46-2	Cyanazin	5E-05	2E+04	TGD/100
52315-07-8	Cypermethrin	1,3E-07	7,7E+06	TGD/50
66215-27-8	Cyromazin	4,5E-04	2,2E+03	TGD/1000
72-54-8	DDD	2,4E-05	4,2E+04	TGD/100*
72-55-9	DDE	1E-06	1E+06	TGD/100
50-29-3	DDT	5E-06	2E+05	TGD/10
52918-63-5	Deltamethrin	3E-07	3E+06	TGD/100*
126-75-0	Demeton	1,4E-04	7,1E+03	TGD/100*
1014-69-3	Desmethryn	2,6E-02	3,8E+01	TGD/1000
117-81-7	Di(2-ethyl)hexylphthalat	2,6E-03	3,8E+02	TGD/10
333-41-5	Diazinon	3,7E-05	2,7E+04	A&S/n=11
84-74-2	Dibutylphthalat	1E-02	1E+02	TGD/10
75-09-2	Dichlormethan	2,0E+01	5,0E-02	A&S/QSAR
120-36-5	Dichlorprop	4E-02	3E+01	TGD/10
62-73-7	Dichlorvos	7E-07	1E+06	TGD/100*
60-57-1	Dieldrin	2,9E-05	3,4E+04	A&S/n=6
84-66-2	Diethylphthalat	7,3E-02	1,4E+01	TGD/50
184-75-3	Dihexylphthalat	8,4E-03	1,2E+02	TGD/10
26761-40-0	Diisodecylphthalat	2,9E-03	3,5E+02	TGD/50
27554-26-3	Diisooctylphthalat	1,2E-03	8,1E+02	TGD/50
60-51-5	Dimethoat	2,3E-02	4,3E+01	A&S/n=13
133-11-3	Dimethylphthalat	1,9E-01	5,2E+00	TGD/50
88-85-7	Dinoseb	2,5E-05	4,0E+04	TGD/10
1420-07-1	Dinoterb	3,4E-05	2,9E+04	TGD/100*
117-84-0	Dioctylphthalat	6,4E-03	1,6E+02	TGD/50
298-04-4	Disulphoton	2,3E-05	4,3E+04	TGD/100*
330-54-2	Diuron	4,3E-04	2,3E+03	A&S/n= 11
534-52-1	DNOC	2,1E-02	4,8E+01	A&S/n=16
72-20-8	Endrin	3E-06	3E+05	TGD/10
106-89-8	Epichlorhydrin	1,06E-02	9,43E+01	TGD/1000
-	Epoxiconazol	keine Daten verfügbar		
66230-04-4	Esfenvalerat	2,7E-07	3,7E+06	TGD/1000
13194-48-4	Ethoprophos	6,3E-05	1,6E+04	TGD/100*
100-41-4	Ethylbenzol	3,7E-01	2,7E+00	A&S/QSAR
74-85-1	Ethen	8,5E+00	1,2E+01	A&S/QSAR
96-45-7	ETU (ethylenthioureum)	2,6E-01	3,8E+00	TGD/100*
122-14-5	Fenitrothion	8,7E-06	1,1E+05	TGD/10
13684-63-4	Fenmedifam	1,65E-02	6,06E+01	TGD/1000
55-38-9	Fenthion	3,1E-06	3,2E+05	A&S/n=4
206-44-0	Fluoranthen	2,4E-04	4,2E+03	TGD/50
133-07-3	Folpet	1,2E-04	8,3E+03	TGD/100*
50-00-0	Formaldehyd	2,1E-03	4,8E+02	TGD/1000
13171-21-6	Fosfamidon	5E-03	2E+02	TGD/1000
58-89-9	γ-Hexachlorcyclohexan (γ-HCH, Lindan)	1,0E-03	1,0E+03	A&S/n=14
1071-83-6	Glyphosat	1,6E-03	6,3E+02	TGD/1000
76-44-8	Heptachlor	8,6E-06	1,2E+05	TGD/100
1024-57-3	Heptachlor-epoxid	4E-08	3E+07	TGD/1000
23560-59-0	Heptenophos	2E-05	5E+04	TGD/100*
87-68-3	Hexachlor-1,3-butadien	5E-06	2E+05	TGD/100
118-74-1	Hexachlorbenzol	2,4E-03	4,2E+02	A&S/QSAR
193-39-5	Indeno(1,2,3,c-d)pyren	1,8E-05	5,6E+04	TGD/100
7439-97-6	Anorganisches Quecksilber	2,3E-04	4,3E+03	A&S/n=38
36734-19-7	Iprodion	2,3E-03	4,3E+02	TGD/1000
98-82-8	Isopropylbenzol	6E-04	2E+03	TGD/1000
34123-59-6	Isoproturon	3,2E-04	3,1E+03	TGD/10
7439-92-1	Blei	1,1E-02	9,1E+01	A&S/n =42
330-55-2	Linuron	2,5E-04	4,0E+03	TGD/10

CAS-Nummer	Stoff	PNEC _{TGD} (mg/l)	Effektfaktor LCA (l/mg)	Verlässliche Quelle
108-38-3	m-Xylol	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
121-75-5	Malathion	1,3E-05	7,7E+04	A&S/n=15
8018-01-7	Mancozeb	4,0E-04	2,5E+03	TGD/1000
12427-38-2	Maneb	1,8E-04	5,6E+03	TGD/100
94-74-6	MCPA (Monochlorphenoxyessig- säure)	4,2E-02	2,4E+01	TGD/50
7085-19-0	Mecoprop (MCP)	3,9E-03	2,6E+02	TGD/100*
7430-97-6	Quecksilber	2,4E-04	4,2E+03	A&S/n=38
41394-05-2	Metamitron	1,00E-01	1,00E+01	TGD/1000
67129-08-2	Metazachlor	3,4E-02	2,9E+01	TGD/10
18691-97-9	Methabenzthiazuron	8,4E-03	1,2E+02	TGD/1000
137-42-8	Metham-Natrium	3,5E-05	2,9E+04	TGD/1000
74-82-8	Methan	keine Daten verfügbar		
16752-77-5	Methomyl	8E-05	1E+04	TGD/100*
-	Methyl-Quecksilber	1 E-05	1E+05	A&S/n = 11
74-83-9	Methylbromid	1,1E-02	9,1E+01	TGD/1000
3060-89-7	Metobromuron	3,6E-02	2,8E+01	TGD/1000
51218-45-2	Metolachlor	2E-04	5E+03	TGD/10
26718-65-0	Mevinfos	1,6E-06	6,3E+05	TGD/100*
8012-95-1	Mineralöl	keine Daten verfügbar		
7439-98-7	Molybdän	2,9E-02	3,4E+01	TGD/1000
121-72-2	N,N,3-Trimethylanilin	5,0E-02	2,0E+01	TGD/1000
121-69-7	N,N-Dimethylanilin	1,8E-04	5,6E+03	TGD/1000
100-61-8	N-Methylanilin	7,6E-05	1,3E+04	TGD/1000
91-20-3	Naphthalin	4,2E-04	2,4E+03	TGD/50
7440-02-0	Nickel	1,8E-03	5,6E+02	A&S/n=15
139-13-9	NTA	1,14E-01	8,77E+00	TGD/1000
95-49-8	o-Chlortoluol	3,0E-01	3,3E+00	A&S/QSAR
95-47-6	o-Xylol	4,0E-01	2,5E+00	A&S/QSAR
23135-22-0	Oxamyl	1,8E-03	5,6E+02	TGD/100*
301-12-2	Oxydemeton-methyl	3,5E-05	2,9E+04	TGD/1000
106-43-4	p-Chlortoluol	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
106-42-3	p-Xylol	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
56-38-2	Parathion-ethyl	1,9E-06	5,3E+05	A&S/n=10
298-00-0	Parathion-methyl	1,1E-05	9,1E+04	TGD/10
37680-73-2	PCB-101	keine Daten verfügbar		
-	PCB-118	3,8E-03	2,6E+02	A&S/QSAR
26601-64-9	PCB-138	keine Daten verfügbar		
35065-27-1	PCB-153	2,7E-02	3,7E+01	A&S/QSAR
-	PCB-180	keine Daten verfügbar		
7012-37-5	PCB-28	keine Daten verfügbar		
35693-99-3	PCB-52	keine Daten verfügbar		
527-20-8	Pentachloranilin	1E-04	1E+04	TGD/100
608-93-5	Pentachlorbenzol	7,5E-03	1,3E+02	A&S/QSAR
82-68-8	Pentachlornitrobenzol	2,9E-04	3,4E+03	TGD/1000
87-86-5	Pentachlorphenol (PCP)	3,5E-03	2,9E+02	A&S/n=23
52645-53-1	Permethrin	3E-07	3E+06	TGD/10
85-01-8	Phenanthren	3,2E-03	3,1E+02	TGD/10
108-95-2	Phenol	9E-04	1E+03	TGD/10
7723-14-0	Phosphat (als P)	PNEC _{TGD} nicht abgeleitet ¹³		
14816-18-3	Phoxim	8,2E-05	1,2E+04	TGD/1000
85-44-9	Phthalsäureanhydrid	7,8E-03	1,3E+02	TGD/1000
23103-98-2	Pirimicarb	9E-05	1E+04	TGD/10
1918-16-7	Propachlor	1,3E-03	7,7E+02	TGD/10

¹³ Obwohl einige toxikologische Daten gefunden wurden, wurde kein PNEC_{TGD} für Phosphat abgeleitet, da dies zu nicht logischen Ergebnissen führt (es würde sich ein extrem hoher Effektfaktor ergeben). Als Folge davon trägt Phosphat nicht zum Umweltbelang der aquatischen Toxizität bei, hat aber immer noch Bedeutung hinsichtlich der Eutrophierung.

CAS-Nummer	Stoff	PNEC _{TGD} (mg/l)	Effektfaktor LCA (l/mg)	Verlässliche Quelle
114-26-1	Propoxur	1E-05	1E+05	TGD/100*
75-56-9	Propylenoxid	1,70E-01	5,88E+00	TGD/1000
13457-18-6	Pyrazophos	4E-05	3E+04	TGD/100*
7782-49-2	Selen	5,3E-03	1,9E+02	A&S/n=31
122-34-9	Simazin	1,4E-04	7,1E+03	TGD/1000
100-42-5	Styrol	5,7E-01	1,8E+00	A&S/QSAR
56-35-9	TBTO (Salzwasser)	1 E-06	1E+6	A&S/n = 15
56-35-9	TBTO (Frischwasser)	1,4E-05	7,1E+4	A&S/n=9
886-50-0	Terbutryn	3E-03	3E+02	TGD/1000
1461-25-2	Tetrabutylzinn (Salzwasser)	1,7E-05	5,8E+05	TGD/1000
1461-25-2	Tetrabutylzinn (Frischwasser)	1,6E-03	6,5E+02	TGD/1000
127-18-4	Tetrachlorethen (Perchlorethylen)	3,3E-01	3,0E+00	A&S/QSAR
56-23-5	Tetrachlormethan	1,1E+00	9,1 E-01	A&S/QSAR
7440-28-0	Thallium	1,6E-03	6,3E+02	TGD/100*
137-26-8	Thiram	3,2E-05	3,1E+05	TGD/10
7440-31-5	Zinn	1,8E-02	5,6E+01	TGD/10
57018-04-9	Tolclofos-methyl	7,9E-04	1,3E+03	TGD/1000
108-88-3	Toluol	7,3E-01	1,4E+00	A&S/QSAR
2303-17-5	Tri-allat	8E-05	1E+04	TGD/1000
24017-47-8	Triazophos	3,2E-05	3,1E+04	TGD/10
56-36-0	Tributylzinn-acetat (Salzwasser)	1E-06	1E+6	A&S/n = 15
56-36-0	Tributylzinn-acetat (Frischwasser)	1,4E-05	7,1E+4	A&S/n=9
1461-22-9	Tributylzinn-chlorid (Salzwasser)	1E-06	1E+6	A&S/n=15
1461-22-9	Tributylzinn-chlorid (Frischwasser)	1,4E-05	7,1E+4	A&S/n=9
52-68-6	Trichlorfon	1,E-06	1E+06	TGD/100*
79-01-6	Trichlorethen	2,4E+00	4,2E-01	A&S/QSAR
67-66-3	Trichlormethan (Chloroform)	5,9E+00	1,7E-01	A&S/QSAR
1582-09-8	Trifluralin	2,6E-05	3,8E+04	TGD/50
900-95-8	Triphenylzinn-acetat (Salzwasser)	5E-06	2E+05	TGD/100
900-95-8	Triphenylzinn-acetat (Salz- + Frischwasser)	5E-06	2E+05	TGD/10
639-58-7	Triphenylzinn-chlorid (Salzwasser)	5E-06	2E+05	TG 100
639-58-7	Triphenylzinn-chlorid (Salz-+ Frischwasser)	5E-06	2E+05	TGD/10
379-52-2	Triphenylzinn-fluorid (Salzwasser)	5E-06	2E+05	TGD/100
379-52-2	Triphenylzinn-fluorid (Salz + Frischwasser)	5E-06	2E+05	TGD/10
76-87-9	Triphenylzinn-hydroxid (Salzwasser)	5E-06	2E+05	TGD/100
76-87-9	Triphenylzinn-hydroxid (Salz- + Frischwasser)	5E-06	2E+05	TGD/10
7440-62-2	Vanadium	8,2E-04	1,2E+03	TGD/50
75-01-4	Vinylchlorid	8,2E+00	1,2&01	A&S/QSAR
7440-66-6	Zink	6,6E-03	1,5E+02	A&S/n=49
2122-67-7	Zineb	2,0E-04	5,0E+03	TGD/50

TGD = Technical Guidance Documents = Technischer Leitfaden; die Nummer bezieht sich auf den verwendeten Bewertungsfaktor (siehe unten)
A&S = Aldenberg & Slob-Methode
QSAR = Quantitative Structure Activity Relationship = Quantitative Struktur-Aktivitäts-Beziehung

Anhang 3. Tabelle 1 [21, Balk, et al., 1999]

Bedenke, dass die in der obigen Tabelle präsentierten Werte unter Anwendung verschiedener Methoden abgeleitet wurden. Dies macht einen Vergleich zwischen den Effekten der verschiedenen Schadstoffe schwierig (eine kurze Zusammenfassung der Ableitungsmethode ist auf der folgenden Seite wiedergegeben). Zur Zeit der Verfassung dieses Dokuments wurden QSAR-Werte für eine Reihe von neuen Chemikalien und Altstoffen abgeleitet. Informationen von Werten, die zukünftig zur Verfügung stehen, sollten auf den nachstehenden Internetseiten verfügbar sein.

<http://ecb.jrc.it/new-chemicals/>

<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Ableitung von aquatischen Toxizitätseffekten

Der folgende Abschnitt stellt eine Zusammenfassung der Methoden dar, die zur Ableitung der aquatischen Toxizitätszahlen in der vorstehenden Tabelle verwendet wurden. Sowohl die Tabelle und dieser Text sind 'Effect factors for the aquatic environment in the framework of LCA' [21, Balk, et al., 1999] entnommen.

The technical guidance documents (TGD) = Die technischen Leitfäden

Die TGD sind Leitfäden, die die Gesetzgebung für die Risikobewertung von neuen Stoffen (EC, 1993) und Altstoffen (EC, 1994) innerhalb der Europäischen Gemeinschaft unterstützen. Die TGD-Methode ist für den Schutz der aquatischen Umwelt konzipiert. Die TGD-Methode beinhaltet sowohl die Anwendung der Bewertungsfaktoren als auch die Anwendung einer statistischen Extrapolationsmethode für den Fall, dass ausreichend verlässliche Daten nicht zur Verfügung stehen. In diesem Abschnitt werden die TGD-Bewertungsfaktoren erörtert.

Die Anwendung der in den TGD vorgestellten Bewertungsfaktoren ist ziemlich kompliziert. Die Durchführung der Ableitung von PNECs im Rahmen der LCA unter Verwendung der Bewertungsfaktoren sollte deshalb durch einen Wissenschaftler durchgeführt werden, der Erfahrung mit der Risikobewertung hat. Eine Kurzzusammenfassung der TGD-Methode unter Verwendung der Bewertungsfaktoren ist nachfolgend aufgeführt. Für die vollständige Version der aquatischen Risikobewertung wird auf das TGD (EC, 1993) verwiesen.

Verfügbare Information	Bewertungsfaktor
Wenigstens ein Kurzzeit-L(E)C ₅₀ von jeder der drei Trophiestufen des Basissets (Fische, Daphnien und Algen)	1000 (a)
Ein Langzeit-NOEC (entweder Fisch oder Daphnie)	100 (b)
Zwei Langzeit-NOECs mit Spezies, die zwei Trophiestufen repräsentieren (Fische und/oder Daphnien und/oder Algen)	50 (c)
Langzeit-NOECs für mindestens drei Spezies (normalerweise Fische, Daphnien und Algen), die drei Trophiestufen repräsentieren	10 (d)
Felddaten oder Daten aus Modellökosystemen	Überprüft auf Einzelf.basis (e)
Anmerkungen:	
<p>(a) Ein Bewertungsfakt. von 1000 wird für den niedrigsten L(E)C₅₀ verwendet, der im Datensatz (Fische, Algen und Daphnien) verfügbar ist, ungeachtet ob die getesteten Spezies einen Standardorganismus darstellen.</p> <p>(b) Ein Bewertungsfaktor von 100 wird bei einem einzelnen Langzeit-NOEC (Fische oder Daphnien) (Konzentration, bei der kein Effekt beobachtbar ist), wenn dieser NOEC für die Trophiestufe mit dem niedrigsten L(E)C₅₀ in den Kurzzeittests ermittelt wurden. Ein Bewertungsfaktor von 100 wird auch auf den niedrigsten von zwei Langzeit-NOECs verwendet, die zwei Trophiestufen umfassen, wenn solche NOECs nicht mit dem Niveau erzeugt wurden, das den niedrigsten L(E)C₅₀ in Kurzzeittests aufweist.</p> <p>(c) Ein Bewertungsfaktor von 50 wird auf die niedrigsten der beiden zwei Trophiestufen umfassenden NOECs angewendet, wenn solche NOECs durch Aufzeigen des niedrigsten L(E)C₅₀ in den Kurzzeittests ermittelt wurden. Er wird auch auf den niedrigsten der drei Trophiestufen umfassenden NOECs angewendet, wenn solche NOECs nicht mit dem Niveau erzeugt wurden, das den niedrigsten L(E)C₅₀ in Kurzzeittests aufweist.</p> <p>(d) Ein Bewertungsfaktor von 10 wird normalerweise nur verwendet, wenn NOECs für die aquatische Langzeittoxizität für mindestens drei Spezies aus drei Trophiestufen (z.B. Fische, Daphnien und Algen oder ein nicht-standardisierter Organismus anstelle eines standardisierten Organismus) verfügbar sind.</p> <p>(e) Der Extrapolationsfaktor kann erniedrigt werden, wenn Felddaten oder Ökosystem-Modellierungsstudien guter Qualität verfügbar sind.</p>	

Anhang 3, Tabelle 2: Bewertungsfaktoren zur Ableitung einer PNEC entsprechend dem TGD

ANHANG 4 - VERSAUERUNGSPOTENZIALE

Stoff	CAS- Nummer	Versauerungspotenzial in kg SO ₂ -Äquivalente
Ammoniak	7664-41-7	1,6
Stickoxide (als NO ₂)	10102-44-0	0,5

Anhang 4. Tabelle 1
[15, Guinée, 2001].

Diese Angaben stammen aus der Schweiz [15, Guinée, 2001].

Bei der Summierung des Versauerungspotenzials wird SO₂ mit einem Äquivalenzfaktor von 1 hinzugefügt.

ANHANG 5 - EUTROPHIERUNGSPOTENZIALE

Gewöhnliche Eutrophierungspotenzialfaktoren zur Charakterisierung eutrophierender Stoffe in Luft, Wasser und Boden.

Stoff	CAS- Nummer	Eutrophierungspotenzial (in kg PO ₄ ³⁻ Äq./kg)
Ammoniak	7664-41-7	0,35
Ammonium	14798-03-9	0,33
Nitrat	14797-55-8	0,1
Salpetersäure	7697-07-2	0,1
Stickstoff	7727-07-9	0,42
Stickstoffdioxid	10102-44-0	0,13
Stickstoffmonoxid	10102-43-9	0,2
Stickoxide	10102-44-0	0,13
Phosphat	7664-38-2	1
Phosphorsäure (H ₃ PO ₄)	7664-38-2	0,97
Phosphor (P)	7723-14-0	3,06
Phosphor(V)oxid (P ₂ O ₅)	1314-56-3	1,34

Anhang 5. Tabelle 1

[15, Guinée, 2001] auf Grundlage von Heijungs et al., 1992 mit einigen Änderungen

ANHANG 6 - OZONSCHICHTSCHÄDIGUNGSPOTENZIALE

Die folgende Tabelle gibt die Ozonschichtschädigungspotenziale wieder, die dem Montreal Protokoll [31, United Nations Environment Programme, 1987] entnommen sind.

Aus Anhang A: Überwachte Stoffe

Gruppe	Stoff	Ozonschichtschädigungspotenzial*
<i>Gruppe I</i>		
CFCl ₃	(CFC-11)	1,0
CF ₂ Cl ₂	(CFC-12)	1,0
C ₂ F ₃ Cl ₃	(CFC-113)	0,8
C ₂ F ₄ Cl ₂	(CFC-114)	1,0
C ₂ F ₅ Cl	(CFC-115)	0,6
<i>Gruppe II</i>		
CF ₂ BrCl	(halon-1211)	3,0
CF ₃ Br	(halon-1301)	10,0
C ₂ F ₄ Br ₂	(halon-2402)	6,0
* Diese Ozonschichtschädigungspotenziale sind Abschätzungen auf Basis des bestehenden Wissensstandes und werden regelmäßig überprüft und korrigiert.		

Anhang 6. Tabelle 1.

Aus Anhang B: Überwachte Stoffe

Gruppe	Stoff	Ozonschichtschädigungspotenzial
<i>Gruppe I</i>		
CF ₃ Cl	(CFC-13)	1,0
C ₂ FCl ₅	(CFC-111)	1,0
C ₂ F ₂ Cl ₄	(CFC-112)	1,0
C ₃ FCl ₇	(CFC-211)	1,0
C ₃ F ₂ Cl ₆	(CFC-212)	1,0
C ₃ F ₃ Cl ₅	(CFC-213)	1,0
C ₃ F ₄ Cl ₄	(CFC-214)	1,0
C ₃ F ₅ Cl ₃	(CFC-215)	1,0
C ₃ F ₆ Cl ₂	(CFC-216)	1,0
C ₃ F ₇ Cl	(CFC-217)	1,0
<i>Gruppe II</i>		
CCl ₄	Tetrachlormethan	1,1
<i>Gruppe III</i>		
C ₂ H ₃ Cl ₃ *	1,1,1-Trichlorethan* (Methylchloroform)	0,1
* Diese Formel bezieht sich nicht auf 1,1,2-Trichlorethan.		

Anhang 6. Tabelle 2.

Aus Anhang C: Überwachte Stoffe

Gruppe	Stoffe	Anzahl Isomere	Ozonschichtschädigungs- potenzial*
<i>Gruppe I</i>			
CHFC ₂	(HCFC-21)**	1	0,04
CHF ₂ Cl	(HCFC-22)**	1	0,055
CH ₂ FCl	(HCFC-31)	1	0,02
C ₂ HFCl ₄	(HCFC-121)	2	0,01 - 0,04
C ₂ HF ₂ Cl ₃	(HCFC-122)	3	0,02 - 0,08
C ₂ HF ₃ Cl ₂	(HCFC-123)	3	0,02 - 0,06
CHCl ₂ CF ₃	(HCFC-123)**	-	0,02
C ₂ HF ₄ Cl	(HCFC-124)	2	0,02 - 0,04
CHFClCF ₃	(HCFC-124)**	-	0,022
C ₂ H ₂ FCl ₃	(HCFC-131)	3	0,007 - 0,05
C ₂ H ₂ F ₂ Cl ₂	(HCFC-132)	4	0,008 - 0,05
C ₂ H ₂ F ₃ Cl	(HCFC-133)	3	0,02 - 0,06
C ₂ H ₃ FCl ₂	(HCFC-141)	3	0,005 - 0,07
CH ₃ CFCl ₂	(HCFC-141b)**	-	0,11
C ₂ H ₃ F ₂ Cl	(HCFC-142)	3	0,008 - 0,07
CH ₃ CF ₂ Cl	(HCFC-142b)**	-	0,065
C ₂ H ₄ FCl	(HCFC-151)	2	0,003 - 0,005
C ₃ HFCl ₆	(HCFC-221)	5	0,015 - 0,07
C ₃ HF ₂ Cl ₅	(HCFC-222)	9	0,01 - 0,09
C ₃ HF ₃ Cl ₄	(HCFC-223)	12	0,01 - 0,08
C ₃ HF ₄ Cl ₃	(HCFC-224)	12	0,01 - 0,09
C ₃ HF ₅ Cl ₂	(HCFC-225)	9	0,02 - 0,07
CF ₃ CF ₂ CHCl ₂	(HCFC-225ca)**	-	0,025
CF ₂ ClCF ₂ CHClF	(HCFC-225cb)**	-	0,033
C ₃ HF ₆ Cl	(HCFC-226)	5	0,02 - 0,10
C ₃ H ₂ FCl ₅	(HCFC-231)	9	0,05 - 0,09
C ₃ H ₂ F ₂ Cl ₄	(HCFC-232)	16	0,008 - 0,10
C ₃ H ₂ F ₃ Cl ₃	(HCFC-233)	18	0,007 - 0,23
C ₃ H ₂ F ₄ Cl ₂	(HCFC-234)	16	0,01 - 0,28
C ₃ H ₂ F ₅ Cl	(HCFC-235)	9	0,03 - 0,52
C ₃ H ₃ FCl ₄	(HCFC-241)	12	0,004 - 0,09
C ₃ H ₃ F ₂ Cl ₃	(HCFC-242)	18	0,005 - 0,13
C ₃ H ₃ F ₃ Cl ₂	(HCFC-243)	18	0,007 - 0,12
C ₃ H ₃ F ₄ Cl	(HCFC-244)	12	0,009 - 0,14
C ₃ H ₄ FCl ₃	(HCFC-251)	12	0,001 - 0,01
C ₃ H ₄ F ₂ Cl ₂	(HCFC-252)	16	0,005 - 0,04
C ₃ H ₄ F ₃ Cl	(HCFC-253)	12	0,003 - 0,03
C ₃ H ₅ FCl ₂	(HCFC-261)	9	0,002 - 0,02
C ₃ H ₅ F ₂ Cl	(HCFC-262)	9	0,002 - 0,02
C ₃ H ₆ FCl	(HCFC-271)	5	0,001 - 0,03
<i>Gruppe II</i>			
CHFBr ₂		1	1,00
CHF ₂ Br	(HBFC-22B1)	1	0,74
CH ₂ FBr		1	0,73
C ₂ HFBr ₄		2	0,3 - 0,8
C ₂ HF ₂ Br ₃		3	0,5 - 1,8
C ₂ HF ₃ Br ₂		3	0,4 - 1,6
C ₂ HF ₄ Br		2	0,7 - 1,2
C ₂ H ₂ FBr ₃		3	0,1 - 1,1
C ₂ H ₂ F ₂ Br ₂		4	0,2 - 1,5
C ₂ H ₂ F ₃ Br		3	0,7 - 1,6
C ₂ H ₃ FBr ₂		3	0,1 - 1,7

Gruppe	Stoffe	Anzahl Isomere	Ozonschichtschädigungspotenzial*
C ₂ H ₃ F ₂ Br		3	0,2 - 1,1
C ₂ H ₄ FBr		2	0,07 - 0,1
C ₃ HFBr ₆		5	0,3 - 1,5
C ₃ HF ₂ Br ₅		9	0,2 - 1,9
C ₃ HF ₃ Br ₄		12	0,3 - 1,8
C ₃ HF ₄ Br ₃		12	0,5 - 2,2
C ₃ HF ₅ Br ₂		9	0,9 - 2,0
C ₃ HF ₆ Br		5	0,7 - 3,3
C ₃ H ₂ FBr ₅		9	0,1 - 1,9
C ₃ H ₂ F ₂ Br ₄		16	0,2 - 2,1
C ₃ H ₂ F ₃ Br ₃		18	0,2 - 5,6
C ₃ H ₂ F ₄ Br ₂		16	0,3 - 7,5
C ₃ H ₂ F ₅ Br		8	0,9 - 1,4
C ₃ H ₃ FBr ₄		12	0,08 - 1,9
C ₃ H ₃ F ₂ Br ₃		18	0,1 - 3,1
C ₃ H ₃ F ₃ Br ₂		18	0,1 - 2,5
C ₃ H ₃ F ₄ Br		12	0,3 - 4,4
C ₃ H ₄ FBr ₃		12	0,03 - 0,3
C ₃ H ₄ F ₂ Br ₂		16	0,1 - 1,0
C ₃ H ₄ F ₃ Br		12	0,07 - 0,8
C ₃ H ₅ FBr ₂		9	0,04 - 0,4
C ₃ H ₅ F ₂ Br		9	0,07 - 0,8
C ₃ H ₆ FBr		5	0,02 - 0,7
<i>Gruppe III</i>			
CH ₂ BrCl	Bromchlormethan***	1	0,12
* Wo für das Ozonschichtschädigungspotenzial ein Bereich angegeben ist, soll der höchste Wert des Bereichs für die Zwecke des Protokolls verwendet werden. Das mit einem Einzelwert angegebene Ozonschichtschädigungspotenzial ist mittels Berechnungen auf Basis von Labormessungen ermittelt worden. Die mit einem Bereich angegebenen Potenziale basieren auf Abschätzungen und sind weniger verlässlich. Der Bereich betrifft eine Isomerengruppe. Der obere Wert ist die Abschätzung des Ozonschichtschädigungspotenzials des Isomers mit dem höchsten Potenzial und der niedrigere Wert ist die Abschätzung für das Isomer mit dem niedrigsten Potenzial.			
** Kennzeichnet die wirtschaftlich bedeutendsten Stoffe mit aufgeführten Ozonschichtschädigungspotenzialen, die für die Zwecke des Protokolls verwendet werden.			
*** Aus der Beijing -Änderung.			

Anhang 6. Tabelle 3.

Von Anhang E: Überwachter Stoff

Gruppe	Stoff	Ozonschichtschädigungspotenzial
<i>Gruppe I</i>		
CH ₃ Br	Methylbromid	0,6

Anhang 6. Tabelle 4

(für all die Ozonschichtschädigungstabellen): [31, United Nations Environment Programme, 1987]

<http://www.unep.org/ozone/pdf/Montreal-Protocol2000.pdf><http://www.unep.org/ozone/Beijing-Amendment.shtml>http://www.unep.org/ozone/mont_t.shtml#annex_a

ANHANG 7 – POTENZIALE FÜR DIE PHOTOCHEMISCHE OZONBILDUNG

Kohlenwasserstoff	Potenzial für die photochemische Ozonbildung
Alkane	
Methan	0,006
Ethan	0,123
Propan	0,176
n-Butan	0,352
i-Butan	0,307
n-Pentan	0,395
i-Pentan	0,405
Neopentan	0,173
n-Hexan	0,482
2-Methylpentan	0,42
3-Methylpentan	0,479
2,2-Dimethylbutan	0,241
2,3-Dimethylbutan	0,541
n-Heptan	0,494
2-Methylhexan	0,411
3-Methylhexa	0,364
n-Octan	0,453
n-Nonan	0,414
2-Methyloctan*	0,7061
n-Decan	0,384
2-Methylnonan*	0,6571
n-Undecan	0,384
n-Dodecan	0,357
Cyclohexan	0,29
Cyclohexanon	0,299
Cyclohexanol**	0,5182
Alkene	
Ethen	1
Propen	1,123
But-1-en	1,079
cis-But-2 -en	1,146
trans-But-2-en	1,132
Methylpropen	0,627
cis-Pent-2-en	1,121
trans-Pent-2-en	1,117
pent-1-en	0,977
2-Methylbut-1-en	0,771
3-Methylbut-1-en	0,671
2-Methylbut-2-en	0,842
Hex-1-en	0,874
cis-Hex-2-en	1,069
trans-Hex-2-en	1,073
Styrol	0,142
1,3 -Butadien	0,851
Isopren	1,092
Alkine	
Ethin	0,085
Aromaten	
Benzol	0,218
Toluol	0,637

Kohlenwasserstoff		Potenzial für die photochemische Ozonbildung
o-Xylol		1,053
m-Xylol		1,108
p-Xylol		1,01
Ethylbenzol		0,73
n-Propylbenzol		0,636
i-Propylbenzol		0,5
1,2,3-Trimethylbenzol		1,267
1,2,4-Trimethylbenzol		1,278
1,3,5-Trimethylbenzol		1,381
o-Ethyltoluol		0,898
m-Ethyltoluol		1,019
p-Ethyltoluol		0,906
3,5-Dimethylethylbenzol		1,32
3,5-Diethyltoluol		1,295
Aldehyde		
Formaldehyd		0,519
Acetaldehyd		0,641
Propionaldehyd		0,798
Butyraldehyd		0,795
i-Butyraldehyd		0,514
Pentanaldehyd		0,765
Benzaldehyd		-0,092
Ketone		
Aceton		0,094
Methylethylketon		0,373
Methyl-i-butylketon		0,49
Methylpropylketon		0,548
Diethylketon		0,414
Methyl-i-propylketon		0,364
Hexan-2-on		0,572
Hexan-3-on		0,599
Methyl-t-butylketon		0,323
Alkohole		
Methanol**		0,1402
Ethanol**		0,3992
1-Propanol**		0,5612
2-Propanol**		0,1882
1-Butanol**		0,6202
2-Butanol**		0,4472
2-Methyl-1-propanol**		0,3602
2-Methyl-2-propanol**		0,1062
3-Pentanol**		0,5952
2-Methyl-1-butanol**		0,4892
3-Methyl-1-butanol**		0,4332
2-Methyl-2-butanol**		0,2282
3-Methyl-2-butanol**		0,4062
Diacetonalkohol		0,262
4-Hydroxy-4-methyl-2-pentanon**		0,3072
Dialkohole		
Ethan-1,2-diol**		0,3732
Propan-1,2-diol**		0,4572
Ether		
Dimethylether**		0,1892

Kohlenwasserstoff	Potenzial für die photochemische Ozonbildung
Diethylether**	0,4452
Methyl-t-butylether**	0,1752
Di-i-propylether**	0,3982
Ethyl-t-butylether**	0,2422
Glykoether	
2-Methoxyethanol**	0,3072
2-Ethoxyethanol**	0,3862
1-Methoxy-2-propanol**	0,3552
2-Butoxyethanol**	0,4832
1-Butoxy-2-propanol**	0,4632
Ester	
Methylformiat**	0,0272
Methylacetat**	0,0592
Ethylacetat**	0,2092
n-Propylacetat**	0,2822
i-Propylacetat**	0,2112
n-Butylacetat**	0,2692
s-Butylacetat**	0,2752
t-Butylacetat**	0,0532
Organische Säuren	
Ameisensäure	0,032
Essigsäure	0,097
Propionsäure	0,15
Neue Oxigenate (sauerstoffhaltige Bestandteile in Ottokraftstoffen)	
Dimethoxymethan**	0,1642
Dimethylcarbonat**	0,0252
Halogenkohlenwasserstoffe	
Chlormethan	0,005
Dichlormethan	0,068
Trichlormethan	0,017
1,1,1-Trichlorethan	0,009
Tetrachlorethen	0,029
Trichlorethen	0,325
Vinylchlorid*	0,2721
1,1-Dichlorethan*	0,2321
cis-Dichlorethen	0,447
trans-Dichlorethen	0,392
Andere Schadstoffe	
Stickstoffmonoxid	*** -0,46 - 4,09
Stickstoffdioxid	*** -0,06 - 3,8
Schwefeldioxid	0,048
Kohlendioxid	0,027
* Derwent et al (ref 27) aus H1. ** Jenkin and Hayman (ref 28) aus H1. *** Die angegebenen Bereiche spiegeln die bedeutende, aber wechselnde Rolle dieser Stoffgruppen bei der Ozonbildung wider.	

Anhang 7. Tabelle 1.
[18, UK Environment Agencies, 2002]

ANHANG 8 - EUROPÄISCHER ENERGIE-MIX

Strom

Zur Erzeugung von 1 GJ Strom ist der durchschnittliche Brennstoffeinsatz und die freigesetzten Emissionen für ganz Europa wie folgt:

Strom	GJ	1
Primärenergie	GJ	2,57
Öl	kg	9,01
Gas	m ³	6,92
Kohle	kg	15,7
Braunkohle	kg	34,6
SO ₂	kg	0,10
CO ₂	kg	117
NO ₂	kg	0,16

Europäischer Mix	
Öl	9,6 %
Gas	9,5 %
Steinkohle	18,3 %
Braunkohle	10,5 %
Kernenergie	36,0 %

IFEU-Berechnung		Heizöl	Strom aus Öl-Feuerungsanl.	Erdgas	Strom aus Gas-Feuerungsanl.	Steinkohle	Strom aus Steinkohle-Feuerungsanlagen	Braunkohle	Strom aus Braunkohle-Feuerungsanlagen	Kernenergie
Strom	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00	1,00E+00
Primärenergie	GJ	3,69E+00		2,90E+00		2,8E+00		2,82E+00		3,35E+00
Öl	kg	9,22E+01	7,88E+01							4,19E-01
Gas	m ³			7,14E+01	5,33E+01					3,74E-01
Steinkohle	kg					8,48E+01	8,9E+01			3,03E+00
Braunkohle	kg							3,19E+02	3,12E+02	
SO ₂	kg	6,44E-02	2,43E-01	3,24E-03	2,88E-03	5,05E-02	1,48E-01	3,73E-03	2,22E-01	3,22E-02
CO ₂	kg	1,26E+01	2,47E+02	1,46E+01	1,32E+02	1,06E+01	2,17E+02	7,84E+00	3,16E+02	6,27E+00
NO ₂	kg	3,46E-02	3,68E-01	7,79E-02	1,51E-01	4,11E-02	1,10E-01	6,30E-03	6,14E-01	1,43E-02

Anhang 8. Tabelle 1.
[33, Fehrenbach H, 2002].

Diese durchschnittlichen Emissionsfaktoren für die Stromerzeugung sind der ECOINVENT 1994-Datenbank entnommen.

Dampf

Zur Erzeugung von Dampf mit dem Energiegehalt von 1 GJ ist der durchschnittliche Brennstoffeinsatz und die freigesetzten Emissionen für ganz Europa wie folgt:

Dampf	GJ	1
Primärenergie	GJ	1,32
Öl	kg	12,96
Gas	m³	10,46
Kohle	kg	14,22
SO₂	kg	0,54
CO₂	kg	97,20
NO₂	kg	0,18

Europäischer Mix (geschätzter Mix)	
Öl	40,0 %
Gas	30,0 %
Steinkohle	30,0 %

		Heizöl	Wärme aus Öl-Feuerungsanl.	Erdgas	Wärme aus Gas-Feuerungsanl.	Steinkohle	Wärme aus Steinkohle-Feuer.anl.
Wärme	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00
Primärenergie	GJ	1,29E+00		1,41E+00		1,28E+00	
Öl	kg	3,24E+01	2,75E+01				
Gas	m ³			3,49E+01	2,81E+01		
Kohle	kg					4,74E+01	4,14E+01
SO ₂	kg	4,01E-02	9,95E-01	1,61E-02	5,75E-04	4,76E-02	3,70E-01
CO ₂	kg	6,51E+00	9,22E+01	7,16E+00	6,48E+01	5,82E+00	1,15E+02
NO ₂	kg	1,77E-02	1,78E-01	3,47E-02	4,47E-02	3,77E-02	2,17E-01
ECOINVENT		Heizöl	Wärme aus Öl-Feuerungsanl.	Erdgas	Wärme aus Gas-Feuerungsanl.	Steinkohle	Wärme aus Steinkohle-Feuer.anl.
Wärme	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00
Primärenergie	GJ	1,22E+00		1,43E+00		1,36E+00	
Öl	kg	3,06E+01	2,60E+01				
Gas	m ³			3,53E+01	3,00E+01		
Kohle	kg					5,21E+01	4,17E+01
SO ₂	kg	1,59E-02	1,41E+00	3,06E-02	6,47E-04	6,98E-02	6,29E-01
CO ₂	kg	4,24E-01	9,16E+01	7,29E+00	6,47E+01	6,36E+00	1,16E+02
NO ₂	kg	8,24E-04	1,88E-01	3,18E-02	2,35E-02	5,50E-02	2,50E-01
GEMIS		Heizöl	Wärme aus Öl-Feuerungsanl.	Erdgas	Wärme aus Gas-Feuerungsanl.	Steinkohle	Wärme aus Steinkohle-Feuer.anl.
Wärme	GJ		1,00E+00		1,00E+00		1,00E+00
Primärenergie	GJ	1,35E+00		1,39E+00		1,20E+00	
Öl	kg	3,42E+01	2,89E+01				
Gas	m ³			3,44E+01	2,63E+01		
Kohle	kg					4,27E+01	4,12E+01
SO ₂	kg	6,44E-02	5,78E-01	1,52E-03	5,03E-04	2,54E-02	1,11E-01
CO ₂	kg	1,26E+01	9,27E+01	7,02E+00	6,49E+01	5,28E+00	1,13E+02
NO ₂	kg	3,46E-02	1,69E-01	3,76E-02	6,59E-02	2,05E-02	1,83E-01

Anhang 8. Tabelle 2.

Quelle: [33, Fehrenbach H, 2002]

Diese durchschnittlichen Emissionsfaktoren für die Dampferzeugung sind als Mittelwerte den ECOINVENT- und GEMIS-Datenbanken entnommen.

ANHANG 9 – RICHTLINIE 85/337 EWG DES RATES

Richtlinie 85/337 des Rates

Über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten

Anhang III

ANGABEN GEMÄSS ARTIKEL 5 ABSATZ 1

1. Beschreibung des Projekts, im besonderen:
 - Beschreibung der physischen Merkmale des gesamten Projekts und des Bedarfs an Grund und Boden während des Bauens und des Betriebes
 - Beschreibung der wichtigsten Merkmale der Produktionsprozesse, z. B. Art und Menge der verwendeten Materialien
 - Art und Quantität der erwarteten Rückstände und Emissionen (Verschmutzung des Wassers, der Luft und des Bodens, Lärm, Erschütterungen, Licht, Wärme, Strahlung usw.), die sich aus dem Betrieb des vorgeschlagenen Projekts ergeben
2. Gegebenenfalls Übersicht über die wichtigsten anderweitigen vom Projektträger geprüften Lösungsmöglichkeiten und Angabe der wesentlichen Auswahlgründe im Hinblick auf die Umweltauswirkungen
3. Beschreibung der möglicherweise von dem vorgeschlagenen Projekt erheblich beeinträchtigten Umwelt, wozu insbesondere die Bevölkerung, die Fauna, die Flora, der Boden, das Wasser, die Luft, das Klima, die materiellen Güter einschließlich der architektonisch wertvollen Bauten und der archäologischen Schätze und die Landschaft sowie die Wechselwirkung zwischen den genannten Faktoren gehören
4. Beschreibung (1) der möglichen wesentlichen Auswirkungen des vorgeschlagenen Projekts auf die Umwelt infolge:
 - des Vorhandenseins der Projektanlagen
 - der Nutzung der natürlichen Ressourcen
 - der Emission von Schadstoffen der Verursachung von Belästigungen und der Beseitigung von Abfällen und Hinweis des Projektträgers auf die zur Vorausschätzung der Umweltauswirkungen angewandten Methoden
5. Beschreibung der Maßnahmen, mit denen bedeutende nachteilige Auswirkungen des Projekts auf die Umwelt vermieden, eingeschränkt und soweit möglich ausgeglichen werden sollen
6. Nichttechnische Zusammenfassung der gemäß den oben genannten Punkten übermittelten Informationen
7. Kurze Angabe etwaiger Schwierigkeiten (technische Lücken oder fehlende Kenntnisse) des Projektträgers bei der Zusammenstellung der geforderten Angaben

ANHANG 10 – EUROPÄISCHE PREISINDIZES

Die zusammenhängendste Quelle von relevanten Preisindizes für die Europäische Union sind die Angaben von Eurostat ‘Daten für die Konjunkturanalyse’, die monatlich publiziert werden. Die Daten in diesen Publikationen stellen eine Kurzform der Online-Datenbank ‘New Cronos’ dar. Die folgenden Indizes sind verfügbar:

1) Erzeugerpreisindex der Industrie:

- a) Gesamtindustrie (nominal)
- b) Verarbeitendes Gewerbe (industriesektorweise; nominal)
- c) Investitionsgüter (nominal)
- d) Baugewerbe (nominal)
- e) Stundenlöhne in der Industrie (nominal und real)

2) Erzeugerpreisindex für landwirtschaftliche Produkte

3) Kaufpreisindex für landwirtschaftliche Produkte

4) Impliziter BIP-Deflator (in EUR und nationale Währungen)

5) Veränderung des impliziten BIP-Deflators (in EUR und nationale Währungen)

6) Verbraucherpreisindex (VPI):

- a) VPI in EUR in EU-Mitgliedsstaaten (für Waren/Dienstleistungen)
- b) Jährlicher VPI in EUR
- c) Jährliche Wachstumsraten des VPI in EUR

7) Wechselkurse:

- a) Jahresmittelwert des EUR-Wechselkurses
- b) EUR-Wechselkurs am Jahresende
- c) Monatlicher Mittelwert des EUR-Wechselkurses
- d) Index des EUR-Wechselkurses

Anfragen für den Kauf von Daten sind an folgende Adresse zu richten:

Eurostat Data-shop
4 rue Alphonse Weicker
L-2014 Luxembourg
Tel: +352 4335 2251
Fax: +352 4335 2221

Die Internetadresse von EUROSTAT lautet (<http://europa.eu.int/comm/eurostat/>).

ANHANG 11 - FINANZKENNZAHLEN

Die folgenden Finanzkennzahlen können für die Beschreibung der Belastbarkeit eines Industriesektors hilfreich sein [43, Vercaemst, 2003] (siehe Abschnitt 5.4.1).

Liquidität

Die Liquidität beschreibt die Möglichkeit eines Betreibers seine Verbindlichkeiten unverzüglich zu begleichen und kann mit Hilfe des Liquiditätskoeffizienten und/oder der Liquidität zweiten Grades bestimmt werden.

$$\text{Liquiditätskoeffizient} = \frac{\text{kurzfristiges Vermögen}}{\text{kurzfristige Verbindlichkeiten}}$$

Kurzfristiges Vermögen: ist definiert als diejenigen Aktiva, die leicht in Bargeld umgewandelt werden können (z.B. Anleihen, Finanzmittel, Außenstände etc.); Sachen wie Anlagen können nicht so leicht verkauft werden und werden als langfristige Aktiva oder Anlagevermögen eingestuft.

Kurzfristige Verbindlichkeiten: sind solche Verbindlichkeiten, die innerhalb von 12 Monaten zu begleichen sind (z.B. zu zahlende Beträge an die Lieferanten, Löhne, Steuern etc.).

$$\text{Liquidität zweiten Grades} = \frac{\text{kurzfristiges Vermögen (außer Aktien)}}{\text{kurzfristige Verbindlichkeiten}}$$

Der ‘Liquiditätskoeffizient’ und ‘die Liquidität zweiten Grades’ sind einander ähnlich, aber, da Aktien manchmal sehr schwierig zu liquidieren sind (Bargeld, Rücklagen, Außenstände und Anleihen sind leichter zu liquidieren), schließt die Liquidität zweiten Grades Aktien aus.

Solvenz

Die Möglichkeit eines Betreibers seinen Verpflichtungen langfristig nachzukommen.

$$\text{Solvenz} = \frac{\text{Eigenkapital}}{\text{Gesamtverbindlichkeiten}}$$

Eigenkapital: der Gesamtwert der Aktiva einer Firma (d.h. das Kapital, das durch den Verkauf des gesamten Vermögens gewonnen werden könnte).

Gesamtverbindlichkeiten: Schulden und ausstehende finanzielle Verpflichtungen der Firma.

Je höher die Solvenz ist, umso geringer wird von Investoren das Risiko gesehen und umso gesünder erscheint die Firma.

$$\text{Zinsdeckung} = \frac{\text{Betriebsgewinn}}{\text{Finanzierungskosten}}$$

Betriebsgewinn: ein Maß für die Ertragskraft der Firma aus den laufenden Geschäften. Es handelt sich um die Gewinne der Firma vor der Entrichtung von Zinszahlungen und Steuern.

Finanzierungskosten: abfließende Finanzmittel zur Deckung von Krediten und Zinszahlungen oder Kreditkosten.

Die Zinsdeckung ist ein anderes brauchbares Maß für die Solvenz. Je höher die Finanzdeckung ist, umso gesünder erscheint die Firma. Gesünderen Firmen fällt es leichter Umweltinvestitionen zu tätigen.

Ertragslage

Wenn die Gewinnmargen hoch sind, kann der Sektor als belastbar angesehen werden und die Betreiber sind in einer besseren Position, die Kosten für die Einführung der BVT zu tragen.

$$\text{Rohermargen} = \frac{\text{Rohertrag} \times 100}{\text{Umsatzerlöse}}$$

Rohertrag: wird manchmal als ‘Bruttoeinkommen’ bezeichnet und ist der Wert der Umsatzerlöse vor Steuern abzüglich der Ausgaben für Waren und Dienstleistungen.

Umsatzerlöse: Erlöse aus Verkäufen.

Die Rohermargen sind ein Maß für die mit dem Herstellungsprozess erzielbaren Margen. Sie sind eine Richtschnur, für welche höheren Betrag ein Produkt im Vergleich zu seinen Herstellungskosten verkauft werden kann. Sie können zur Bestimmung der Trends in einem Sektor hilfreich sein (zurückgehende Rohermargen geben zur Vermutung Anlass, dass der Sektor unter Druck steht).

$$\text{Nettogewinnmarge} = \frac{\text{Nettogewinn vor Zinsaufwendungen und Ertragssteuern} \times 100}{\text{Umsatzerlöse}}$$

Nettogewinn vor Zinsaufwendungen und Ertragssteuern: ist das Einkommen (Bruttoumsatzerlöse) abzüglich Abschreibung und anderen mit dem Geschäftsbetrieb verbundenen Ausgaben (z.B. Betriebskosten, Heizung, Licht, Telefone, Versicherung etc.).

Diese Kennzahl wird bei der Durchführung von Vergleichen oft als das geeignetste Maß für die Betriebsleistung angesehen, weil die bestimmte Art und Weise der Firmenfinanzierung die Kennzahl nicht beeinflusst.

$$\text{Kapitalrendite (ROCE)} = \frac{\text{Nettogewinn vor Zinsaufwendungen und Ertragssteuern} \times 100}{\text{Aktienkurs} + \text{Rücklagen} + \text{langfristige Kredite}}$$

Die Kapitalrendite (ROCE) drückt die Beziehung zwischen dem durch die Firma erzielten Nettogewinn und dem langfristig in die Firma investierten Kapital aus. Sie ist ein Maß für die Effektivität, mit der die Finanzmittel eingesetzt wurden. Wenn diese Kennzahl größer als die Kapitalkosten für diese Firma ist, ist sie ein guter Indikator dafür, dass der Geschäftsbetrieb auf lange Sicht wirtschaftlich sinnvoll ist.

$$\text{Gesamtkapitalrendite (ROA)} = \frac{\text{Nettogewinn vor Zinsaufwendungen und Ertragssteuern} \times 100}{\text{Gesamtvermögen}}$$

Diese Kennzahl sagt aus, wie viel Einkommen die Firma aus den Aktiva herausholen kann.

ANHANG 12 – EXTERNE KOSTEN FÜR AUSGEWÄHLTE LUFTSCHADSTOFFE

Die folgenden Ergebnisse sind der Kosten-Nutzen-Analyse zu Belange im Zusammenhang mit der Luftqualität entnommen, die insbesondere im Rahmen des Programms 'Saubere Luft für Europa (CAFE) (CAFE CBA)' durchgeführt wurden, siehe <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/cba.htm>. Sie sind Gegenstand zukünftiger Überarbeitung und Aktualisierung.

Im Bericht, aus dem sie entnommen sind, ist angemerkt, dass es für die Interpretation der Daten essenziell ist, sich in Erinnerung zu rufen, dass eine Reihe von Effekten aus der Quantifizierung ausgeschlossen sind, einschließlich der Auswirkungen auf die Ökosysteme und auf das Kulturerbe. Das gesamte Bündel an Unsicherheiten, einschließlich auch der Annahmen für die Modelle und die statistischen Unsicherheiten können die Ergebnisse entweder nach oben oder nach unten schieben.

Das Glossar für die in diesen Tabellen verwendeten Begriffe (siehe für weitere Details den gesamten Bericht):

- VSL: Valuation of mortality using the value of statistical life = Sterblichkeitsvaluierung unter Verwendung des Wertes eines statistischen Menschenlebens
- VOLY: Value of a life year = Wert eines statistischen Menschenlebens
- SOMO 0 Sum of Means Over 0 ppbV = Summe der Mittelwerte für 0 ppbV
- SOMO 35 Sum of Means Over 35 ppbV = Summe der Mittelwerte für 35 ppbV

Ammoniak– Werte in EUR/t

PM-Sterblichkeit O ₃ -Sterblichkeit Gesundheitsvorsorge Gesundheitliche Empfindlichkeit? Ernten O ₃ /Gesundheitseinh.	VOLY-Median VOLY-Median Ja Nein Ja SOMO 35	VSL-Median VOLY-Median Ja Nein Ja SOMO 35	VOLY-Mittelw. VOLY-Mittelw. Ja Ja Ja SOMO 0	VSL-Mittelw. VOLY-Mittelw. Ja Ja Ja SOMO 0
Belgien	30000	47000	60000	87000
Dänemark	7900	12000	16000	23000
Deutschland	18000	27000	35000	51000
Estland	2800	4300	5600	8100
Finnland	2200	3400	4300	6300
Frankreich	12000	18000	23000	34000
Griechenland	3200	4900	6300	9100
Großbritannien	17000	27000	34000	50000
Italien	11000	17000	22000	32000
Irland	2600	4000	5100	7400
Lettland	3100	4700	6000	8800
Litauen	1700	2700	3400	5000
Luxemburg	25000	39000	50000	72000
Malta	8200	13000	16000	24000
Niederlande	22000	34000	44000	64000
Österreich	12000	19000	24000	35000
Polen	10000	15000	20000	29000
Portugal	3700	5800	7400	11000
Schweden	5900	9000	12000	17000
Slowakei	14000	22000	28000	41000
Slowenien	13000	20000	25000	37000
Spanien	4300	6700	8600	13000
Tschechische Republ.	20000	31000	39000	57000
Ungarn	11000	17000	22000	32000
Zypern	-	-	-	-

Anhang 12, Tabelle 1: Geringfügige Schädigung durch NH₃ in EUR je emittierter Tonne für 2010, mit dreimaliger Sensitivitätsanalyse.

NO_x – Werte in EUR/t

PM-Sterblichkeit O ₃ -Sterblichkeit Gesundheitsvorsorge Gesundheitliche Empfindlichkeit? Ernten O ₃ /Gesundheitseinh.	VOLY-Median VOLY-Median Ja Nein Ja SOMO 35	VSL-Median VOLY-Median Ja Nein Ja SOMO 35	VOLY-Mittelw. VOLY-Mittelw. Ja Ja Ja SOMO 0	VSL-Mittelw. VOLY-Mittelw. Ja Ja Ja SOMO 0
Belgien	5200	8200	9100	14000
Dänemark	4400	6700	8300	12100
Deutschland	9600	15000	18000	26000
Estland	810	1100	1600	2200
Finnland	750	1100	1500	2000
Frankreich	7700	12000	14000	21000
Griechenland	840	1100	1400	1900
Großbritannien	3900	6000	6700	10000
Irland	3800	5600	7500	11000
Italien	5700	8600	11000	16000
Lettland	1400	1900	2700	3700
Litauen	1800	2700	3700	5000
Luxemburg	8700	13000	16000	24000
Malta	670	930	1300	1700
Mittelmeer	530	760	990	1400
Niederlande	6600	10000	12000	18000
Nordsee	5100	7900	9500	14000
Nordostatlantik	1600	2400	3500	4800
Österreich	8700	13100	16000	24000
Ostsee	2600	4000	4900	7200
Polen	3900	5800	7100	10000
Portugal	1300	1900	2200	3200
Schweden	2200	3200	4100	5900
Slowakei	5200	7800	9700	14000
Slowenien	6700	10000	13000	18000
Spanien	2600	3800	5200	7200
Tschechische Republik	7300	11000	13700	20000
Ungarn	5400	8100	10000	15000
Zypern	-	-	-	-

Anhang 12, Tabelle 2: Geringfügige Schädigung durch NO_x in EUR je emittierter Tonne für 2010, mit dreimaliger Sensitivitätsanalyse.

PM_{2,5} – Werte in EUR/t

PM-Sterblichkeit	VOLY-Median	VSL-Median	VOLY-Mittelw.	VSL-Mittelw.
O ₃ -Sterblichkeit	VOLY-Median	VOLY-Median	VOLY-Mittelw.	VOLY-Mittelw.
Gesundheitsvorsorge	Ja	Ja	Ja	Ja
Gesundheitliche	Nein	Nein	Ja	Ja
Empfindlichkeit?				
Ernten	Ja	Ja	Ja	Ja
O ₃ /Gesundheitseinh.	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Belgien	61000	94000	120000	180000
Dänemark	16000	25000	33000	48000
Deutschland	48000	74000	95000	140000
Estland	4200	6500	8300	12000
Finnland	5400	8300	11000	16000
Frankreich	44000	68000	87000	130000
Griechenland	8600	13000	17000	25000
Großbritannien	37000	57000	73000	110000
Irland	15000	22000	29000	42000
Italien	34000	52000	66000	97000
Lettland	8800	14000	17000	25000
Litauen	8400	13000	17000	24000
Luxemburg	41000	63000	81000	120000
Malta	9300	14000	18000	27000
Mittelmeer	5600	8700	11000	16000
Niederlande	63000	96000	120000	180000
Nordostatlantik	4800	7400	9400	14000
Nordsee	28000	42000	54000	80000
Österreich	37000	56000	72000	110000
Ostsee	12000	19000	24000	35000
Polen	29000	44000	57000	83000
Portugal	22000	34000	44000	64000
Schweden	12000	18000	23000	34000
Slowakei	20000	31000	40000	58000
Slowenien	22000	34000	44000	64000
Spanien	19000	29000	37000	54000
Tschechische Republik	32000	49000	62000	91000
Ungarn	25000	39000	50000	72000
Zypern	-	-	-	-

Anhang 12, Tabelle 3: Geringfügige Schädigung durch PM_{2,5} in EUR je emittierter Tonne für 2010, mit dreimaliger Sensitivitätsanalyse.

SO₂ – Werte in EUR/t

PM-Sterblichkeit O ₃ -Sterblichkeit Gesundheitsvorsorge Gesundheitliche Empfindlichkeit? Ernten O ₃ /Gesundheitseinh.	VOLY-Median VOLY-Median Ja Nein Ja SOMO 35	VSL-Median VOLY-Median Ja Nein Ja SOMO 35	VOLY-Mittelw. VOLY-Mittelw. Ja Ja Ja SOMO 0	VSL-Mittelw. VOLY-Mittelw. Ja Ja Ja SOMO 0
Belgien	11000	16000	21000	31000
Dänemark	5200	8100	10000	15000
Deutschland	11000	17000	22000	32000
Estland	1800	2800	3600	5200
Finnland	1800	2700	3500	5100
Frankreich	8000	12000	16000	23000
Griechenland	1400	2100	2700	4000
Großbritannien	6600	10000	13000	19000
Irland	4800	7500	9500	14000
Italien	6100	9300	12000	18000
Lettland	2000	3100	3900	5700
Litauen	2400	3600	4700	6800
Luxemburg	9800	15000	19000	28000
Malta	2200	3300	4300	6200
Mittelmeer	2000	3200	4000	5900
Niederlande	13000	21000	26000	39000
Nordostatlantik	2200	3400	4300	6300
Nordsee	6900	11000	14000	20000
Österreich	8300	13000	16000	24000
Ostsee	3700	5800	7400	11000
Polen	5600	8600	11000	16000
Portugal	3500	5400	6900	10000
Schweden	2800	4300	5500	8100
Slowakei	4900	7500	9600	14000
Slowenien	6200	9500	12000	18000
Spanien	4300	6600	8400	12000
Tschechische Republik	8000	12000	16000	23000
Ungarn	4800	7300	9400	14000
Zypern	-	-	-	-

Anhang 12 Tabelle 4: Geringfügige Schädigung durch SO₂ in EUR je emittierter Tonne für 2010, mit dreimaliger Sensitivitätsanalyse

VOC – Werte in EUR/t

PM-Sterblichkeit	VOLY-Median	VSL-Median	VOLY-Mittelw.	VSL-Mittelw.
O ₃ -Sterblichkeit	VOLY-Median	VOLY-Median	VOLY-Mittelw.	VOLY-Mittelw.
Gesundheitsvorsorge	Ja	Ja	Ja	Ja
Gesundheitliche	Nein	Nein	Ja	Ja
Empfindlichkeit?				
Ernten	Ja	Ja	Ja	Ja
O ₃ /Gesundheitseinh.	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Belgien	2500	3500	5300	7100
Dänemark	720	970	1600	2000
Deutschland	1700	2500	3900	5100
Estland	140	190	340	420
Finnland	160	220	390	490
Frankreich	1400	2000	3100	4200
Griechenland	280	400	670	880
Großbritannien	1100	1600	2500	3200
Irland	680	950	1600	2000
Italien	1100	1600	2600	3500
Lettland	220	300	520	650
Litauen	230	330	550	710
Luxemburg	2700	4000	5900	8000
Malta	430	580	1000	1300
Mittelmeer	340	470	790	1000
Niederlande	1900	2700	4100	5400
Nordostatlantik	390	540	900	1200
Nordsee	1900	2600	4000	5400
Österreich	1700	2600	3800	5200
Ostsee	530	700	1200	1500
Polen	630	900	1400	1900
Portugal	500	700	1200	1600
Schweden	330	440	780	980
Slowakei	660	960	1500	2000
Slowenien	1400	2000	3200	4400
Spanien	380	510	920	1100
Tschechische Republik	1000	1400	2300	3000
Ungarn	860	1300	2000	2700
Zypern	-	-	-	-

Anhang 12, Tabelle 5: Geringfügige Schädigung durch VOC in EUR je emittierter Tonne für 2010, mit dreimaliger Sensitivitätsanalyse.

Mittelwerte

PM-Sterblichkeit	VOLY-Median	VSL-Median	VOLY-Mittelw.	VSL-Mittelw.
O₃-Sterblichkeit	VOLY-Median	VOLY-Median	VOLY-Mittelw.	VOLY-Mittelw.
Gesundheitsvorsorge	enthalten	enthalten	enthalten	enthalten
Gesundheitliche	nicht enthalten	nicht enthalten	enthalten	enthalten
Empfindlichkeit?				
Ernten	enthalten	enthalten	enthalten	enthalten
O₃/Gesundheitseinh.	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
EU25 (mit Ausnahme von Zypern) Mittelwerte – EUR/t				
NH ₃	11000	16000	21000	31000
NO _x	4400	6600	8200	12000
PM _{2,5}	26000	40000	51000	75000
SO ₂	5600	8700	11000	16000
VOCs	950	1400	2100	2800
Mittelwerte für Meere – EUR/t				
NH ₃	n/v	n/v	n/v	n/v
NO _x	2500	3800	4700	6900
PM _{2,5}	13000	19000	25000	36000
SO ₂	3700	5700	7300	11000
VOCs	780	1100	1730	2300

Anhang 12, Tabelle 6: Durchschnittliche Schäden in EUR pro emittierter Tonne NH₃, NO_x, PM_{2,5}, SO₂ und VOCs für die 25 EU-Mitgliedstaaten (mit Ausnahme von Zypern) und die angrenzenden Meeresgebiete mit verschiedenen Annahmen.

ANHANG 13 – METHODEN AUS EU-MITGLIEDSSTAATEN

Großbritannien

Die Methodiken, die zur Bestimmung von Genehmigungsbedingungen für eine Anlage in Großbritannien verwendet werden können sind im ‘Environmental Assessment and Appraisal of BAT – IPPC H1 Horizontal Guidance Note’ (Entwurf) [18, UK Environment Agencies, 2002] (The Environment Agency for England and Wales, The Northern Ireland Environment and Heritage Service and the Scottish Environmental Protection Agency) beschrieben. Der Leitfaden wird als Teil des Genehmigungsverfahrens eingesetzt und leitet den Anwender durch die Schritte, die für die Bewertung der alternativen Optionen, für die Quantifizierung der Umweltauswirkungen, für die Beurteilung der Kosten und schlussendlich für die Bestimmung der Variante, die an einem Standort eingeführt werden sollte, erforderlich sind.

Der Leitfaden ist verfügbar im Internet (Link siehe unten) und hat begleitend dazu eine Software, mit der die erforderlichen Berechnungen durchgeführt werden können.

<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/105385/h1extconsjuly.pdf>

Belgien

Die MIOW+-Methode ist ein Computerprogramm, das für die Analyse der finanziellen Auswirkungen bei der Investition in zukünftige Umweltmaßnahmen für einzelne Firmen eingesetzt wird. Die Ergebnisse der MIOW+-Analyse werden als Ausgangspunkt für Verhandlungen zwischen der Firma und den Behörden verwendet.

Die geschätzten zusätzlichen Umweltkosten werden mit der derzeitigen und zu erwartenden finanziellen Situation, die entstehen würde, wenn diese Maßnahmen nicht eingeführt würden, verglichen. Es ist eine Möglichkeit die Belastbarkeit eines Industriesektors mit Blick auf vorhergesagte Umweltkosten zu prüfen. Die finanzielle Situation wird anhand einer Reihe von internen und externen Indikatoren charakterisiert. Der gewichtete Mittelwert der internen Indikatoren führt zu einer Punkteskala der ‘Belastbarkeit’ (‘Weerstandsvermögen’) und der Mittelwert der externen Indikatoren führt zu einer Punkteskala für die ‘Marktsituation’. Die für die Belastbarkeit und Marktsituation abgeleiteten Werte bestimmen die Möglichkeit zusätzliche Umweltkosten intern zu verkräften oder die Möglichkeit sie an die Kunden weiter zu geben. Die Anwendung des Modells und die Interpretation der Ergebnisse erfordern Fachwissen auf finanzieller Ebene. Eine Expertenmeinung ist erforderlich, besonders mit Blick auf zukünftige Entwicklungen und für die Bewertung der Wettbewerbsposition.

Finnland

Der Bericht ‘Evaluation of environmental cross-media and economic aspects in industry – Finnish BAT expert case study’ [17, Vasara, et al., 2002] liefert Hintergrundinformationen für das integrierte Umweltgenehmigungsverfahren in Finnland. Verschiedenen Methoden und Ansätze für die Untersuchung der wirtschaftlichen Aspekte und der medienübergreifenden Effekte sind ermittelt worden, werden diskutiert und mit praktischen Beispielen aus der Zellstoff- und Papierherstellung sowie aus der Energieerzeugung veranschaulicht. Eine besondere Betonung wurde auf die praktische Anwendung im Zuge der Genehmigung gelegt. .

Das Dokument ist im Internet verfügbar unter <http://www.environment.fi> und <http://www.environment.fi/default.asp?contentid=58397&lan=EN>

Mehrere Probleme hinsichtlich medienübergreifender Effekte, die von einfacheren bis zu komplizierteren Problemen reichen, werden mit den möglichen Methoden zum Umgang mit den Problemen beleuchtet. Die Anwendbarkeit der Methodiken wurde bewertet und diskutiert. Das Ausmaß der Kompromisse und möglichen Konflikte betrifft Luft, Wasser, Boden, Energie, Zeit,

Produktqualität und Kosten. Die Methoden sind auf die örtliche Ebene zugeschnitten, während ihr Gebrauch auf EU-Ebene wegen bedeutender Schwankungen in der natürlichen, anthropogenen und technologischen Umwelt zwischen Anlagen an unterschiedlichen Örtlichkeiten quer durch Europa nicht befürwortet wird. Methodiken zur Beurteilung von Investitionen (z.B. Kapitalwertmethode) und der Kostenumlage (z.B. Prozesskostenrechnung) werden beschrieben.

Deutschland

Ein Teil der früheren Arbeiten, die im Zuge der Entwicklung der medienübergreifenden Bewertung durchgeführt wurde, ist im Dokument 'Medienübergreifende Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Tätigkeiten' (Goetz, Rippen et al. 2001) beschrieben. Das Dokument beschreibt die Schritte bei der Durchführung einer medienübergreifenden Bewertung und folgt folgender Struktur:

Schritt 1: 'Vorbereitende Arbeiten'

Zunächst müssen die verfügbaren Technologien ausgewählt werden und es ist zu untersuchen, ob sie frei gegeneinander austauschbar sind, d.h. ob sie wahre Alternativen für den Betreiber darstellen. Für bestimmte Technologien können Ausschlusskriterien herangezogen werden: Techniken z.B., die großtechnisch nicht getestet worden sind oder die international akzeptierte Umweltstandards nicht einhalten, werden nicht als BVT eingestuft und werden deshalb nicht weiter betrachtet.

Schritt 2: 'Identifikation des Medienkonflikts'

Die Umweltverschmutzung, die von einer Technik zu erwarten ist, wird qualitativ bewertet und verglichen. Die Unterschiede der individuellen Umweltleistung der verglichenen Techniken werden auf den Punkt gebracht, sodass die heranzuziehenden Datenmengen substanziell reduziert werden können.

Schritt 3: 'Datenerhebung'

Die Daten zur Emission von Schadstoffen (in Luft und Wasser), der Verbrauch an Energie und Hilfsmitteln und die Abfallentsorgung werden für das begrenzte Gebiet, für das das Bilanzierungsblatt vorbereitet ist, erhoben. Die Ausgaben für die drei Datenbereiche werden kalkuliert als Primärenergieverbrauch (oder als kumulierter Energieaufwand KEA).

Schritt 4: 'Normierung und Vergleich'

4.1 Industriebranchenbezogene Normierung

Die Ergebnisse der Bilanzblätter für die Emissionsfrachten und des kumulierten Energieaufwandes werden in Beziehung zur jeweiligen Gesamtbelastung oder alternativ zum gesamten Energieverbrauch in Deutschland oder der EU (z.B. auf der Basis von Einwohnergleichwerten) gesetzt. Wenn die Unterschiede zwischen den alternativen Technologien auf die gesamte Kapazität der jeweiligen Industrie hochgerechnet werden, zeigt dies die quantitative Bedeutung der Emissionen oder des Energieverbrauchs oder nur die eine oder andere Technologie würde dann zum Einsatz kommen.

4.2 Umweltbezogene Normierung

Ein Standardausbreitungsszenario für die Umgebungsluft oder für das betroffene Gewässer wird für die direkten Emissionen einer typischen Anlage, die die zu bewertenden Technologien einsetzt, aufgestellt. Die abgeschätzten Immissionswerte werden mit den medienbezogenen Qualitätszielen (Referenz-Immissionswerte), (ortsunabhängige Immissionsbetrachtung) verglichen.

Schritt 5: 'Abschließende Bewertung'

Zur Identifizierung der relevanten Umweltbelange werden Relevanzschwellen für die Unterschiede zwischen den alternativen Technologien, die in der Industrie und in den umweltbezogenen Normierungsverfahren bestimmt wurden, vorgeschlagen. Diese können nur orientierenden Charakter haben. Für die industriebezogene Bewertung wird eine Relevanzschwelle von 10000 Einwohnergleichwerten als signifikanter Unterschied zwischen den Normierungsergebnissen empfohlen. Für die umweltbezogene Normierung wird eine 1%ige Überschreitung des entsprechenden Immissionsrichtwertes empfohlen. Die unterschiedlichen emittierten Stoffe werden nicht mit Bezug auf ihre ökologischen Auswirkungen gewichtet. Wie auch die Zuordnung von BVT/nicht BVT ist diese Bewertung auf Expertenniveau durchzuführen, die zudem die gegenwärtigen umweltpolitischen Sichtweisen berücksichtigen kann.

ANHANG 14 – BEISPIELHAFTER PROZESSVERGLEICH FÜR FLEXODRUCK

Einleitung

Dieses Beispiel trägt zur Illustrierung der Anwendung der verschiedenen in diesem Dokument vorgestellte Leitfäden bei. Zwei alternative Varianten für den graphischen Flexodruck werden unter Verwendung der Methodik zur medienübergreifenden Bewertung verglichen. Alternative Techniken zum Druck von jährlich 2400 Tonnen Papier werden betrachtet. Diese alternativen Techniken sind: (1) Druck mit Druckfarbe auf Lösungsmittelbasis, oder (2) Druck mit Druckfarbe auf Wasserbasis.

Die für dieses Beispiel vorliegenden Emissionsangaben sind nur zum Zwecke der Veranschaulichung dieser Methode angegeben. Die aktuellen Emissionen können beträchtlich schwanken, z.B. wegen der Art des eingesetzten Lösungsmittels, der Drucktechnik und der Qualität der Druckanlage.

Obwohl der 'kumulierte Energiebedarf' und der 'abiotische Abbau' von der an anderer Stelle in diesem Dokument dargestellten Methodiken nicht eingeschlossen sind, sind sie Teil dieses Beispiels und werden deshalb berücksichtigt. Die Verwendung des kumulierten Energieaufwandes (KEA) erweitert die Bewertung der Umwelteffekte des Prozesses außerhalb der IVU-Prozessgrenzen, weshalb einige Bedenken bestehen, dass dies zu einer doppelten Berücksichtigung einiger Umwelteffekte führen könnte. Es gibt auch Bedenken zur Verlässlichkeit einiger zur Bewertung des abiotischen Abbaus verwendeten Zahlen und dass diese erneut außerhalb der Grenzen des IVU-Prozesses liegen.

Die Bedenken zur Berücksichtigung des abiotischen Abbaus beinhalten folgende Punkte:

- Die Bewertung wird durch den Energieverbrauch des Prozesses dominiert. Es sind keine Faktoren für das abiotische Abbaupotenzial der eingesetzten Lösungsmittel verfügbar, sodass die Berechnung nur mit den eingesetzten Brennstoffen zur Erzeugung der im Prozess verwendeten Energie durchgeführt wurde.
- Um zu den Zahlen zu kommen (besonders für die Berechnung der Ressourcenverfügbarkeit) musste mehrfach eine willkürliche Auswahl getroffen werden. Die Verifizierung oder Validierung der abgeleiteten Angaben ist sehr schwierig.
- Die schlussendlich berechneten Werte hängen vom Ausmaß der Ausbeutung ab, die für die besondere Ressource erfolgte und die von Forschern durchgeführten Hochrechnungen zur Festlegung der gesamten verfügbaren Reserven.
- Der Abbau einer Ressource hat nicht notwendigerweise die gleiche Auswirkung wie der Abbau einer anderen.
- Die wissenschaftliche Sichthaltigkeit der Bewertung des abiotischen Abbaus ist sehr schwach und es sind mehrere alternative Listen verfügbar, aber alle unterscheiden sich in Abhängigkeit von den Annahmen, die zur Berechnung des abiotischen Abbaupotenzials getroffen wurden.
- Der abiotische Abbau als ein Bewertungskriterium hat für den Entscheidungsträger nicht das gleiche Ausmaß an Bedeutung wie z.B. die Toxizitätspotenziale, die Potenziale der globalen Erwärmung oder der Versauerung.

Der Vollständigkeit wegen sind gegen Ende dieses Anhangs Listen von KEAs für verschiedene Aktivitäten und die abiotischen Abbaupotenziale für einige Chemikalien aufgeführt.

Das folgende Beispiel ist entsprechend der Abfolge der Leitfäden strukturiert.

Leitfaden 1 – Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen

Es werden zwei Alternativen für den graphischen Flexodruck für einen zugrundegelegten Druckprozess für jährlich 2400 Tonnen Papier betrachtet. Die Basisdaten für diese zwei Optionen sind nachstehend wiedergegeben.

		Verbrauchte oder emittierte Menge	
Emissionen oder Verbräuche	Einheit	Variante 1: Lösungsmittel- basis	Variante 2: Wasserbasis
Ethylacetat (Luft)	kg	7368	1650
Ethanol (Luft)	kg	7342	3977
Isopropanol (Luft)	kg	4904	3501
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669	
Butanon (Luft)	kg	1219	
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219	
Toluol (Luft)	kg	269	
Xylol (Luft)	kg	269	
Benzindämpfe (Luft)	kg		4880
Ammoniak (Luft)	kg		1400
AOX (Wasser)	kg		0,028
CSB (Wasser)	kg		69
Chrom (Wasser)	kg		0,001
Kupfer (Wasser)	kg		0,015
Nickel (Wasser)	kg		0,0054
Ammonium (Wasser)	kg		0,87
Nitrat (Wasser)	kg		9,7
Abfall	kg	15700	5000
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2	6,8
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4	2,3
Energie, Wärme (Primärverbrauch))	TJ	1,6	2,4
Gesamtenergie	TJ	18,2	11,5
Die folgenden Prozesse liegen innerhalb der Systemgrenzen:			
<ul style="list-style-type: none"> • Lösungsmittelbasierter Druck: Die Herstellung der Lösungsmittel, Bindemittel, Hilfsmittel und der Druckfarbe, der Druckprozess selbst und die thermische Nachverbrennung der Lösungsmitteldämpfe, Energie und Abfall • Wasserbasierter Druck: Die Herstellung der Lösungsmittel, Bindemittel, Hilfsmittel und der Druckfarbe, der Druckprozess selbst und die interne und kommunale Abwasserbehandlungsanlage, Energie und Abfall 			
In beiden Fällen wird die 'Energie, Strom (Stoffe)' aus dem 'kumulierten Energiebedarf' berechnet.			

Anhang 14, Tabelle 1: Vergleich der beiden Varianten – lösungsmittelbasiertes und wasserbasiertes Verfahren für den graphischen Flexodruck (auf der Grundlage von jährlich 2400 Tonnen Papier) Daten von Oekopol 2000.

Angewandte Vereinfachungstechniken:

- Die Menge der Pigmente ist für beide Verfahren gleich. Sie ist daher von der Analyse ausgenommen, da für beide Varianten der gleiche Faktor gilt.
- Die Entsorgungsverfahren werden bei der Analyse nicht berücksichtigt. Der Abfall aus dem Prozess wird als endgültiger Abfall ohne Analyse seiner Zusammensetzung betrachtet.
- Die Herstellungsverfahren für Lösungsmittel, Bindemittel, Hilfsmittel und Druckfarbe werden in der Analyse berücksichtigt, aber nur in Bezug auf den Energieverbrauch (kumulierter Energiebedarf, da die meisten der damit verbundenen Umweltbelange mit dem Energieeinsatz zusammenhängen).

Gegenläufige medienübergreifende Effekte

Aus einer Untersuchung der Basisdaten ergibt sich, dass ein gegenläufiger medienübergreifender Effekt zwischen den höheren Abgasemissionen (VOCs – Ethylacetat, Ethanol, etc) des lösungsmittelbasierten Prozesses im Vergleich zu den Abwasserableitungen des wasserbasierten Prozesses besteht

Schlussfolgerung nach Anwendung des Leitfadens 1

An dieser Stelle kann keine Schlussfolgerung betreffend der Umweltleistung dieser Prozesse gezogen werden, da die Variante mit dem höheren Umweltschutzniveau nicht offensichtlich ist. Die Analyse muss daher unter Verwendung des Leitfadens 2 fortgeführt werden.

Leitfaden 2 – Bestandsaufnahme der Emissionen

Energiebezogene vorgelagerte Emissionen oder Verbräuche für den lösungsmittelbasierten Druckprozess

Die Multiplikationsfaktoren in Spalte 3 der nachstehenden Tabelle sind aus den Daten des europäischen Energie-Mix in Anhang 8 entnommen. Die Daten in den Spalten 4, 5 und 6 wurden durch Multiplikation der aus dem Inventar stammenden Information zu der eingesetzten Energie (in GJ) mit Spalte 3 berechnet.

1	2	3	4	5	6
		Multiplikations- Faktoren aus Anhang 8	Energie, Strom (Stoffe)	Energie, Strom (Primärverbrauch)	Energie, Wärme (Primärverbrauch)
Energieverbrauch im lösungsmittel- basierten Prozess	TJ		12,2	4,4	1,6
	GJ		12,2*10 ³	4,4*10 ³	1,6*10 ³
Strom	GJ	1	12200	4400	
Primärenergie	GJ	2,57	31354	11308	
Öl	kg	9,01	109922	39644	
Gas	m ³	6,92	84424	30448	
Kohle	kg	0,13	1586	572	
Braunkohle	kg	34,64	422608	152416	
SO ₂	kg	0,1	1220	440	
CO ₂	kg	116,71	1423862	513524	
NO ₂	kg	0,16	1952	704	
Dampf	GJ	1			1600
Primärenergie	GJ	1,32			2112
Öl	kg	12,96			20736
Gas	m ³	10,46			16736
Kohle	kg	14,22			22752
SO ₂	kg	0,54			864
CO ₂	kg	97,2			155520
NO ₂	kg	0,18			

Anhang 14, Tabelle 2: Energiebezogene vorgelagerte Emissionen oder Verbräuche des lösungsmittelbasierten Verfahrens

Die Gesamtwerte in der nachstehenden Tabelle stellen die Summe des gesamten Brennstoffverbrauchs und der emittierten Schadstoffe durch den Stromverbrauch für die Herstellung der Stoffe (KEA) und des direkt im Prozess eingesetzten Stroms und Dampfs dar. Sie wurden durch Summierung der Daten berechnet, die wiederum in den Spalten 4, 5 und 6 der obigen Tabelle ermittelt wurden.

Lösungsmittelbasiertes Verfahren		
Öl (Verbrauch)	kg	170302
Gas (Verbrauch)	m ³	131608
Kohle (Verbrauch)	kg	23482
SO ₂ (Emission)	kg	2524
CO ₂ (Emission)	kg	1630706
NO ₂ (Emission)	kg	2944

Anhang 14, Tabelle 3: Summierung der energiebezogenen Emissionen und der Verbräuche für das lösungsmittelbasierte Verfahren

Energiebezogene vorgelagerte Emissionen oder Verbräuche für den wasserbasierten Druckprozess

Die Multiplikationsfaktoren in Spalte 3 der nachstehenden Tabelle sind aus den Daten des europäischen Energie-Mix in Anhang 8 entnommen. Die Daten in den Spalten 4, 5 und 6 wurden durch Multiplikation der aus dem Inventar stammenden Information zu der eingesetzten Energie (in GJ) mit Spalte 3 berechnet.

1	2	3	4	5	6
		Multiplikationsfaktoren aus Anhang 8	Energie Strom (Stoffe)	Energie Strom (Primärverbrauch)	Energie Wärme (Primärverbrauch)
Energieverbrauch im wasserbasierten Prozess	TJ		6,8	2,3	2,4
	GJ		6,8*10 ³	2,3*10 ³	2,4*10 ³
Strom	GJ	1	6800	2300	
Primärenergie	GJ	2,57	17476	5911	
Öl	kg	9,01	61268	20723	
Gas	m ³	6,92	47056	15916	
Kohle	kg	0,13	884	299	
Braunkohle	kg	34,64	249152	79672	
SO ₂	kg	,,1	680	230	
CO ₂	kg	116,71	793628	268433	
NO ₂	kg	0,16	1088	368	
Dampf	GJ	1			2400
Primärenergie	GJ	1,32			3168
Öl	kg	12,96			31104
Gas	m ³	10,46			25104
Kohle	kg	14,22			34128
SO ₂	kg	0,54			1296
CO ₂	kg	97,2			233280
NO ₂	kg	0,18			432

Anhang 14, Tabelle 4: Energiebezogene vorgelagerte Emissionen oder Verbräuche des wasserbasierten Verfahrens

Die Gesamtwerte in der nachstehenden Tabelle stellen die Summe des gesamten Brennstoffverbrauchs und der emittierten Schadstoffe durch den Stromverbrauch für die Herstellung der Stoffe (KEA) und des direkt im Prozess eingesetzten Stroms und Dampfs dar. Sie wurden durch Summierung der Daten berechnet, die wiederum in den Spalten 4, 5 und 6 der obigen Tabelle ermittelt wurden.

Wasserbasiertes Verfahren		
Öl (Verbrauch)	kg	113095
Gas (Verbrauch)	m ³	88076
Kohle (Verbrauch)	kg	35311
SO ₂ (Emission)	kg	2206
CO ₂ (Emission)	kg	1295341
NO ₂ (Emission)	kg	1888

Anhang 14, Tabelle 5: Summierung der energiebezogenen Emissionen und der Verbräuche für das wasserbasierte Verfahren

Zusammenfassung der Emissionen und Verbräuche für beide Druckverfahren

Nach der Berechnung der mit der vorgelagerten Energieerzeugung verbundenen Emissionen oder Verbräuche kann die Bestandsaufnahme für die Emissionen und Verbräuche der beiden Varianten wie folgt verglichen werden.

Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1 Lösungsmittel- basierter Druck	VARIANTE 2 Wasserbasierter Druck
Ethylacetat (Luft)	kg	7368	1650
Ethanol (Luft)	kg	7342	3977
Isopropanol (Luft)	kg	4904	3501
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669	-
Butanon (Luft)	kg	1219	-
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219	-
Toluol (Luft)	kg	269	-
Xylol (Luft)	kg	269	-
Benzindämpfe (Luft)	kg	-	4880
Ammoniak (Luft)	kg	-	1400
AOX (Wasser)	kg	-	0,028
CSB (Wasser)	kg	-	69
Chrom (Wasser)	kg	-	0,001
Kupfer (Wasser)	kg	-	0,015
Nickel (Wasser)	kg	-	0,0054
Ammonium (Wasser)	kg	-	0,87
Nitrat (Wasser)	kg	-	9,7
Energie	TJ	18,2	11,5
Abfall	kg	15700	5000
Öl (Verbrauch)	kg	170302	113095
Gas (Verbrauch)	m ³	131608	88076
Kohle (Verbrauch)	kg	23482	35311
SO₂ (Emission)	kg	2524	2206
CO₂ (Emission)	kg	1630706	1295341
NO₂ (Emission)	kg	2944	1888

Anhang 14, Tabelle 6: Zusammenfassung der Emissionen und Verbräuche für die beiden alternativen Druckverfahren

Aus dieser Bestandsaufnahme und der Berechnungen ist es offensichtlich, dass beim lösungsmittelbasierten Verfahren mehr Lösungsmittel emittiert und mehr Öl und Gas eingesetzt wird. Das wasserbasierte Verfahren benötigt mehr Kohle und weist Abwasseremissionen auf. Das lösungsmittelbasierte Verfahren emittiert wegen des Energieeinsatzes größere Mengen an SO₂, CO₂ und NO₂ als das wasserbasierte Verfahren. Die Differenzen beim Kohle-, Öl- und Gaseinsatz sind durch den höheren Energiebedarf für das lösungsmittelbasierte Verfahren und durch den unterschiedlichen Energie-Mix bedingt.

Datenqualität

Für jeden Prozess wurden die Verbrauchs- und Emissionsdaten auf Basis einer jährlich bedruckten Papiermenge von 2400 Tonnen erfasst. Die Daten wurden für die Druckverfahren, die Nachverbrennung der Lösungsmitteldämpfe und für die Abwasserbehandlungsanlage auf Basis von Durchschnittsdaten von sieben in Deutschland betriebenen Anlagen erfasst.

Unter Verwendung eines Punktbewertungssystems für die Datenqualität können die Daten z.B. mit 'C' bewertet werden, d.h. die Daten sind Schätzungen auf Basis begrenzter Information, die für einige Fälle mit eingeschränkten zugrunde gelegten Annahmen repräsentativ sind. Allerdings war es nicht möglich, die Originaldaten nachzuverfolgen und zu validieren.

Schlussfolgerungen nach Anwendung des Leitfadens 2

Es besteht weiterhin ein gegenläufiger medienübergreifender Effekt. Die Anwender und die Entscheidungsträger haben die relativen Vorteile der höheren Abgasemissionen durch die beim lösungsmittelbasierten Verfahren eingesetzten VOCs und Energie mit den höheren Abwasseremissionen beim wasserbasierten Verfahren abzuwägen.

LEITFADEN 3 – Berechnung der medienübergreifenden Effekte

Humantoxizität

Die Humantoxizitätspotenziale für die beiden alternativen Varianten werden in der nachstehenden Tabelle vorgestellt. .

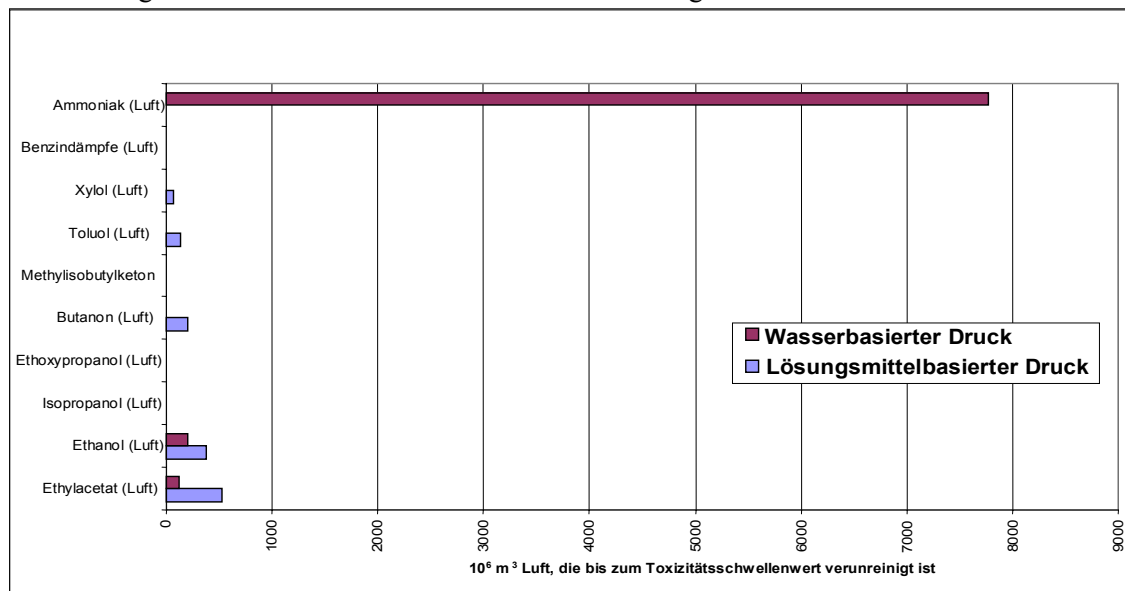
Humantoxizitätspotenziale							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbasiertes Druckverfahren			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Emittierte Menge	Schwellenwert der Humantoxizität $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Luftvolumen, das bis zum Toxizitätsschwellenwert verunreinigt wird in m^3	Emittierte Menge	Schwellenwert der Humantoxizität $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Luftvolumen, das bis zum Toxizitätsschwellenwert verunreinigt wird in m^3
Ethylacetat (Luft)	kg	7368	14600	504657534	1650	14600	113013698
Ethanol (Luft)	kg	7342	19200	382395833	3977	19200	207135417
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219	6000	203166667	-	6000	
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219			-		
Toluol (Luft)	kg	269	1910	140837696	-	1910	
Xylol (Luft)	kg	269	4410	60997732	-	4410	
Benzindämpfe (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400	180	777777778
AOX (Wasser)	kg	-			0		
CSB (Wasser)	kg	-			69		
Chrom (Wasser)	kg	-			0		
Kupfer (Wasser)	kg	-			0		
Nickel (Wasser)	kg	-			0		
Ammonium (Wasser)	kg	-			1		
Nitrat (Wasser)	kg	-			10		
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12			7		
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4			2		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	2			2		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse.							
CO ₂ (Abgasemission)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (Abgasemission)	kg	2524	50	50480000000	2206	50	44120000000
NO ₂ (Abgasemission)	kg	2944	40	73600000000	1888	40	47200000000
Kohle (Auszug)	kg	23482			35311		
Öl (Auszug)	kg	170302			113095		
Gas (Auszug)	m ³	131608			88076		
Gesamtvolumen der Luft, die bis zum Toxizitätsschwellenwert verunreinigt wird, in m³				125 x 10⁹			99 x 10⁹

Anhang 14, Tabelle 7: Humantoxizitätspotenziale für die Varianten der beiden Druckverfahren

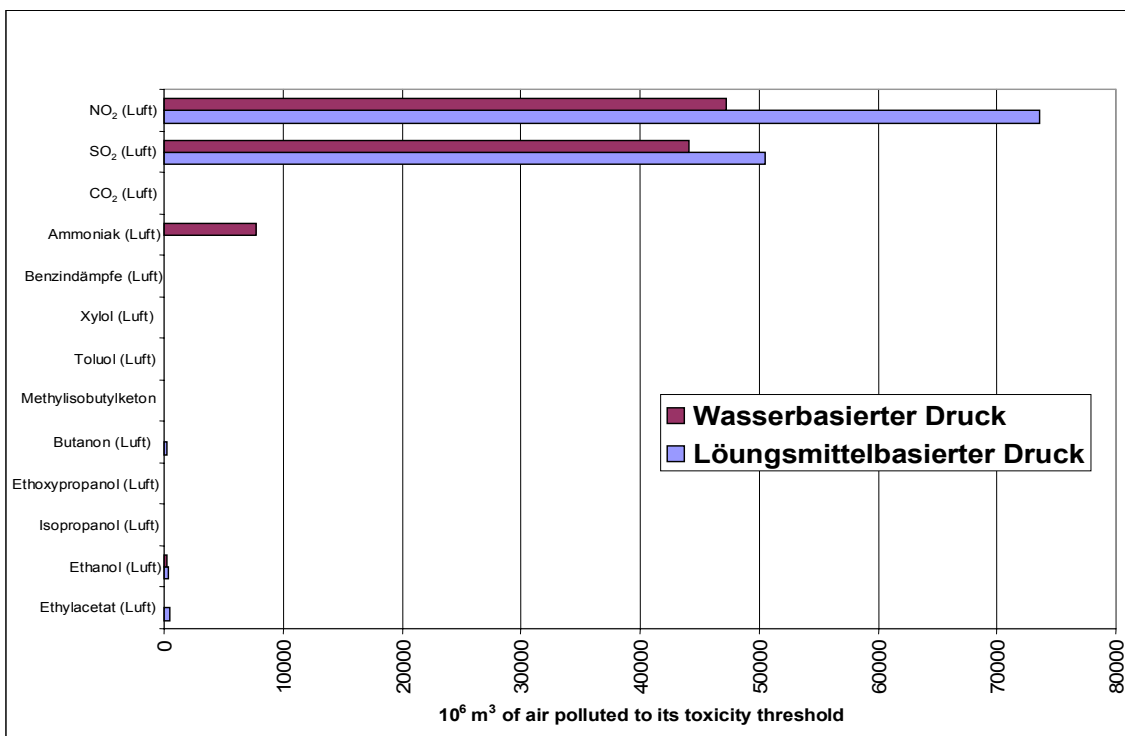
Aus diesen Ergebnissen ist es offensichtlich, dass das lösungsmittelbasierte Druckverfahren von den beiden Varianten die größeren Humantoxizitätseffekte aufweist (125 x 10⁹ m³ Luft, die bis zum Toxizitätsschwellenwert verunreinigt wird, im Vergleich zu 99 x 10⁹ m³ beim wasserbasierten Verfahren). Deshalb ist mit Blick auf das Humantoxizitätspotenzial das

wasserbasierte Druckverfahren zu bevorzugen. Allerdings muss der Anwender bei der Interpretation der Ergebnisse sehr sorgfältig vorgehen., da die dominierende Quelle für humantoxische Effekte in der Tat die Schadstoffe sind, die bedingt durch den Energieeinsatz emittiert werden. Eine alternative Energiequelle könnte die Entscheidungsfindung entscheidend beeinflussen.

Aus der nachfolgenden graphischen Darstellung ist es ersichtlich, dass die humantoxischen Effekte durch die unmittelbar emittierten Stoffe von den Ammoniakemissionen aus dem wasserbasierten Druckverfahren dominiert werden. Wenn die durch den Energieverbrauch bedingten Emissionen auch berücksichtigt werden (dargestellt in der zweiten Abbildung), kommt der dominierende Effekt den Stickstoffdioxid- und Schwefeldioxidemissionen aus der beim lösungsmittelbasierten Verfahren verbrauchten Energie zu. .



Anhang 14, Abbildung 1: Humantoxizitätspotenzial für die direkte Emission (mit Ausnahme des Energieverbrauchs)



Anhang 14, Abbildung 2: Humantoxizitätspotenzial (einschließlich der Energieverbrauchsbedingten Emissionen)

Anmerkungen

Die folgenden Absätze offenbaren und diskutieren einige Schwächen im Zusammenhang dieser Methodik.

- 1) Bei diesem Beispiel dominieren die aus Kraftwerken emittierten Stickoxide und Schwefeldioxid das Humantoxizitätspotenzial. Wenn die Energie aus anderen Quellen gewonnen wird (z.B. gasbefeuertes Kraftwerk oder Kernkraftwerk) würde dies die Bilanz vollständig ändern. Dies wird offensichtlich, wenn die Ergebnisse der direkten Emissionen und der mit der Energieerzeugung einhergehenden Emissionen separat dargestellt werden (siehe obige Abbildungen). In diesem Fall wäre die erste Reaktion, Sensitivitätsanalysen für den Energieverbrauch und für die Multiplikationsfaktoren, die zur Bestimmung der mit dem Energieverbrauch einhergehenden Emissionen verwendet werden, durchzuführen. Dies hat einen entscheidenden Einfluss auf die Entscheidungsfindung, die sehr unterschiedlich ausfallen kann, da sie davon abhängt, ob Daten des europäischen Energie-Mix oder Daten mehr von örtlichen Quellen verwendet werden.
- 2) In diesem Fall wurde ein Humantoxizitätspotenzial für SO₂ von 50 µg/m³ verwendet (Langzeitbezugsmaßstab aus Großbritannien für den Arbeitsplatzgrenzwert). Wenn der Kurzzeit-Arbeitsplatzgrenzwert genommen worden wäre, würde sich das Verhältnis zwischen SO₂ und NO₂ ändern, da das Verhältnis zwischen Langzeit- und Kurzzeit-Arbeitsplatzgrenzwerten nicht festgelegt ist. Unterschiedliche Schadstoffe haben unterschiedliche Langzeit- und Kurzzeitwirkungen, weshalb ein direkter Vergleich der Schadstoffe schwierig ist. Bei der Durchführung der Bewertung sollten die Langzeit- und Kurzzeitwerte nicht gemischt werden, aber es ist unklar, ob die Langzeit- oder Kurzzeitwerte vorzugsweise verwendet oder gar beide Werte bewertet werden sollten.
- 3) Isopropanol und Ethoxypropanol und Methylisobutylketon haben alle keine Schwellenwerte für die Humantoxizität. Alternative Bezeichnungen wurden überprüft, aber keine Faktoren gefunden:
 - a) Für Isopropanol – die alternativen Bezeichnungen sind Isopropylalkohol, 2-Propanol, Dimethylcarbinol, sek-Propylalkohol
 - b) Für Ethoxypropanol – die alternativen Bezeichnungen sind Propylenglykol und Monoethylether
 - c) Für Methylisobutylketon – die alternativen Bezeichnungen sind Isobutylmethylketon, 4-Methyl-2-Pentanon, MIBK
- 4) Welche Anleitung kann dem Anwender unter diesen Umständen gegeben werden? Können sie unter Verwendung der in Anhang 1 (1/100 des Arbeitsplatzgrenzwertes, 1/500 des maximalen Arbeitsplatzgrenzwertes) dargestellten britischen Ableitungsmethodik abgeleitet werden, wobei die von NIOSH empfohlenen Arbeitsplatzgrenzwerte (RELs) aus der NIOSH-Datenbank verwendet werden. Diese Datenbank ist umfassender und auch über das Internet zugänglich.

<http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0000.html>.

Potenzial der globalen Erwärmung

Die Potenziale der globalen Erwärmung für die beiden Varianten sind in nachfolgender Tabelle zusammengestellt.

Potenziale der globalen Erwärmung							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbasiertes Druckverfahren			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Emittierte Menge	Potenzial der globalen Erwärm.	CO ₂ -Äquivalente	Emittierte Menge	Potenzial der globalen Erwärm.	CO ₂ -Äquivalente
Ethylacetat (Luft)	kg	7368			1650		
Ethanol (Luft)	kg	7342			3977		
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219			-		
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219			-		
Toluol (Luft)	kg	269			-		
Xylol (Luft)	kg	269			-		
Benzindämpfe (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400		
AOX (Wasser)	kg	-			0,028		
CSB (Wasser)	kg	-			69		
Chrom (Wasser)	kg	-			0,001		
Kupfer (Wasser)	kg	-			0,015		
Nickel (Wasser)	kg	-			0,0054		
Ammonium (Wasser)	kg	-			0,87		
Nitrat (Wasser)	kg	-			9,7		
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2			6,8		
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4			2,3		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	1,6			2,4		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse.							
CO ₂ (Luftemission)	kg	1630706	1	1630706	1295341	1	1295341
SO ₂ (Luftemission)	kg	2524			2206		
NO ₂ (Luftemission)	kg	2944			1888		
Kohle (Auszug)	kg	23482			35311		
Öl (Auszug)	kg	170302			113095		
Gas (Auszug)	M ³	131608			88076		
Gesamte CO₂-Äquivalente in kg				1630706			1295341

Anhang14, Tabelle 8: Potenziale der globalen Erwärmung für die beiden Varianten des Druckverfahrens

Nach dieser Bewertung ist das wasserbasierte Druckverfahren wiederum dem lösungsmittelbasierten vorzuziehen, das es ein niedrigeres Potenzial der globalen Erwärmung aufweist (d.h. 1295341 kg im Vergleich zu 1630706 kg CO₂-Äquivalente). Der Anwender sollte dabei wiederum vermerken, dass bei diesem Beispiel die emittierten Treibhausgase aus der für die Verfahren eingesetzten Energie herrühren und dass die Bedenken bezüglich der Informationen zur Ableitung dieser Emissionen auch hier gelten. .

Aquatische Toxizität

Die aquatischen Toxizitätspotenziale für die beiden Varianten sind in nachstehender Tabelle wiedergegeben.

Aquatische Toxizitätspotenziale							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbasiertes Druckverfahren			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Emittierte Menge	Aquatis. Toxizitätsschwellenwert $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Menge an verunreinigtem Wasser in m^3	Emittierte Menge	Aquatis. Toxizitätsschwellenwert $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Menge an verunreinigtem Wasser in m^3
Ethylacetat (Luft)	kg	7368			1650		
Ethanol (Luft)	kg	7342			3977		
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219			-		
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219			-		
Toluol (Luft)	kg	269			-		
Xylol (Luft)	kg	269			-		
Benzindäm. (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400		
AOX (Wasser)	kg	-			0,028		
CSB (Wasser)	kg	-			69		
Chrom (Wasser)	kg	-			0,001	0,0085	117.65
Kupfer (Wasser)	kg	-			0,015	0,0011	13636.36
Nickel (Wasser)	kg	-			0,0054	0,0018	3000.00
Ammonium (Wasser)	kg	-			0,87		
Nitrat (Wasser)	kg	-			9,7		
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2			6,8		
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4			2,3		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	1,6			2,4		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse.							
CO ₂ (Abgasemiss.)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (Abgasemiss.)	kg	2524			2206		
NO ₂ (Abgasemiss.)	kg	2944			1888		
Kohle (Auszug)	kg	23482			35311		
Öl (Auszug)	kg	170302			113095		
Gas (Auszug)	m ³	131608			88076		
Gesamte Wassermenge in m³, die bis zum Toxizitätsschwellenwert verunreinigt wird				0			16754

Anhang 14, Tabelle 9: Aquatisches Toxizitätspotenzial der beiden Varianten des Druckverfahrens

Aus dieser Berechnung ist das lösungsmittelbasierte Verfahren die bevorzugte Variante, da sie nicht mit einer Einwirkung auf die aquatische Umwelt verbunden ist, während das wasserbasierte Verfahren einen kleinen Einfluss aufweist.

Versauerungspotenzial

Die Versauerungspotenziale für die beiden Variante ergeben sich aus nachstehender Tabelle.

Versauerungspotenziale							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbasiertes Druckverfahren			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Emittierte Menge	Versauerungspotenzial	SO ₂ -Äquivalente	Emittierte Menge	Versauerungspotenzial	SO ₂ -Äquivalente
Ethylacetat (Luft)	kg	7368			1650		
Ethanol (Luft)	kg	7342			3977		
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219			-		
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219			-		
Toluol (Luft)	kg	269			-		
Xylol (Luft)	kg	269			-		
Benzindämpfe (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400	1,6	2884
AOX (Wasser)	kg	-			0,028		
CSB (Wasser)	kg	-			69		
Chrom (Wasser)	kg	-			0,001		
Kupfer (Wasser)	kg	-			0,015		
Nickel (Wasser)	kg	-			0,0054		
Ammonium (Wasser)	kg	-			0,87		
Nitrat (Wasser)	kg	-			9,7		
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2			6,8		
Energie Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4			2,3		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	1,6			2,4		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse.							
CO ₂ (Abgasemission)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (Abgasemission)	kg	2524	1,2	3028	2206	1,2	2647
NO ₂ (Abgasemission)	kg	2944	0,5	1472	1888	0,5	944
Kohle (Auszug)	kg	23482			35311		
Öl (Auszug)	kg	170302			113095		
Gas (Auszug)	m ³	131608			88076		
Gesamtes Versauerungspotenzial in kg SO₂-Äquivalente				4500			6475

Anhang 14, Tabelle 10: Versauerungspotenziale der beiden Varianten des Druckverfahrens

Bei diesem Beispiel ist das lösungsmittelbasierte Verfahren zu bevorzugen, da es einen kleineren Versauerungseffekt als das wasserbasierte Verfahren aufweist (4500 kg SO₂-Äquivalente im Gegensatz zu 6475 kg SO₂-Äquivalente).

Eutrophierungspotenzial

Die Eutrophierungspotenziale für die beiden Varianten des Beispiels eines Druckverfahrens ergeben sich aus nachstehender Tabelle.

Eutrophierungspotenziale							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbasiert. Druckverf.			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Emittierte Menge	Eutrophierungspotenzial	PO ₄ ³⁻ - Äquivalente	Emittierte Menge	Eutrophierungspotenzial	PO ₄ ³⁻ - Äquivalente
Ethylacetat (Luft)	kg	7368			1650		
Ethanol (Luft)	kg	7342			3977		
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219			-		
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219			-		
Toluol (Luft)	kg	269			-		
Xylol (Luft)	kg	269			-		
Benzindämpfe (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400	0,35	490
AOX (Wasser)	kg	-			0,028		
CSB (Wasser)	kg	-			69	0,022	1,518
Chrom (Wasser)	kg	-			0,001	0	
Kupfer (Wasser)	kg	-			0,015		
Nickel (Wasser)	kg	-			0,0054		
Ammonium (Wasser)	kg	-			0,87	0,33	0,287
Nitrat (Wasser)	kg	-			9,7	0,1	0,97
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2			6,8		
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4			2,3		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	1,6			2,4		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse.							
CO ₂ (Abgasemission)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (Abgasemission)	kg	2524			2206		
NO ₂ (Abgasemission)	kg	2944	0,13	383	1888	0,13	245
Kohle (Auszug)	kg	23482			35311		
Öl (Auszug)	kg	170302			113095		
Gas (Auszug)	m ³	131608			88076		
Gesamte kg PO₄³⁻ - Äquivalente in kg				383			738

Anhang 14, Tabelle 11: Eutrophierungspotenziale der beiden Varianten des Druckverfahrens

In diesem Fall ist das lösungsmittelbasierte Verfahren dem wasserbasierten vorzuziehen.

Ozonschichtschädigungspotenzial

Es werden bei beiden Varianten des Druckverfahrens keine ozonschichtschädigende Chemikalien emittiert.

Photochemisches Ozonbildungspotenzial

Die photochemischen Ozonbildungspotenziale für die beiden Varianten ergeben sich aus nachstehender Tabelle.

Photochemische Ozonbildungspotenziale							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbasiertes Druckverfahren			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Emittierte Menge	POCP	POCP in kg Ethen-Äquivalente	Emittierte Menge	POCP	POCP in kg Ethen-Äquivalente
Ethylacetat (Luft)	kg	7368	0,209	1540	1650	0,209	344
Ethanol (Luft)	kg	7342	0,399	2929	3977	0,399	1587
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219			-		
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219	0,49	597	-	0,49	
Toluol (Luft)	kg	269	0,637	171	-	0,637	
Xylol (Luft)	kg	269	1,108	298	-	1,108	
Benzindämpfe (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400		
AOX (Wasser)	kg	-			0,028		
CSB (Wasser)	kg	-			69		
Chrom (Wasser)	kg	-			0,001		
Kupfer (Wasser)	kg	-			0,015		
Nickel (Wasser)	kg	-			0,0054		
Ammonium (Wasser)	kg	-			0,87		
Nitrat (Wasser)	kg	-			9,7		
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2			6,8		
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4			2,3		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	1,6			2,4		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse							
CO ₂ (Abgasemission)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (Abgasemission)	kg	2524	0,048	121	2206	0,048	106
NO ₂ (Abgasemission)	kg	2944	0,028	82	1888	0,028	53
Kohle (Auszug)	kg	23482			35311		
Öl (Auszug)	kg	170302			113095		
Gas (Auszug)	m ³	131608			88076		
Gesamte Ethen-Äquivalente in kg				5738			2088

Anhang 14, Tabelle 12: Photochemische Ozonbildungspotenziale der zwei Varianten für das Druckverfahren

Bei diesem Beispiel ist das wasserbasierte Druckverfahren dem lösungsmittelbasierten vorzuziehen, da es ein niedrigeres photochemisches Ozonbildungspotenzial aufweist.

Abiotischer Abbau

Die abiotischen Abbaupotenziale der für die beiden Varianten eingesetzten Ressourcen sind nachstehend wiedergegeben.

Abiotischer Abbau							
Beispiel: Lösungsmittelbasiertes im Vergleich zum wasserbasierten Druckverfahren							
Emissionen in die Umwelt oder Verbräuche		VARIANTE 1			VARIANTE 2		
		Lösungsmittelbas. Druckverfahren			Wasserbasiertes Druckverfahren		
		Menge	Abiotisches Abbau-potenzial	ADP in kg Antimon	Menge	Abiotisches Abbau-potenzial	ADP in kg Antimon
Ethylacetat (Luft)	kg	7368			1650		
Ethanol (Luft)	kg	7342			3977		
Isopropanol (Luft)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (Luft)	kg	2669			-		
Butanon (Luft)	kg	1219			-		
Methylisobutylketon (Luft)	kg	1219			-		
Toluol (Luft)	kg	269			-		
Xylol (Luft)	kg	269			-		
Benzindämpfe (Luft)	kg	-			4880		
Ammoniak (Luft)	kg	-			1400		
AOX (Wasser)	kg	-			0,028		
CSB (Wasser)	kg	-			69		
Chrom (Wasser)	kg	-			0,001		
Kupfer (Wasser)	kg	-			0,015		
Nickel (Wasser)	kg	-			0,0054		
Ammonium (Wasser)	kg	-			0,87		
Nitrat (Wasser)	kg	-			9,7		
Abfall	kg	15700			5000		
Energie, Strom (Stoffe)	TJ	12,2			6,8		
Energie, Strom (Primärverbrauch)	TJ	4,4			2,3		
Energie, Wärme (Primärverbrauch)	TJ	1,6			2,4		
Tabelle für die Bestandsaufnahme der mit der Energieerzeugung verbundenen Emissionen und der Verbrauchsmengen der vorgelagerten Prozesse.							
CO ₂ (Abgasemission)	kg	1630706			1295341		
SO ₂ (Abgasemission)	kg	2524			2206		
NO ₂ (Abgasemission)	kg	2944			1888		
Kohle (Auszug)	kg	23482	0,0134	315	35311	0,0134	473
Öl (Auszug)	kg	170302	0,0201	3423	113095	0,0201	2273
Gas (Auszug)	m ³	131608	0,0187	2461	88076	0,0187	1647
Gesamte Antimon-Äquivalente in kg				6199			4393

Anhang 14, Tabelle 13: Abiotischer Abbau der beiden Varianten eines Druckverfahrens

Bei diesem Beispiel benötigt das lösungsmittelbasierte Verfahren mehr abiotische Ressourcen als das wasserbasierte, weshalb das wasserbasierte Verfahren die zu bevorzugende Variante darstellt.

LEITFADEN 4 – Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten

Einfacher Vergleich der einzelnen Auswirkungen auf die Umwelt

Bei diesem Beispiel sind die Ergebnisse der Bewertung aller Umweltbelange in nachfolgender Tabelle aufgeführt:

	Lösungsmittelbasiertes Verfahren	Wasserbasiertes Verfahren
Humantoxizitätspotenzial		✓
Potenzial der globalen Erwärmung		✓
Potenzial der aquatischen Toxizität	✓	
Versauerungspotenzial	✓	
Eutrophierungspotenzial	✓	
Ozonschichtschädigungspotenzial	-	-
Photochemisches Ozonbildungspotenzial		✓
Abiotischer Abbau		✓
Energie		✓
Abfall		✓
Anmerkung: Die bevorzugte Wahl hat die geringste Umweltauswirkung in allen Kategorien.		

Anhang 14, Tabelle 14: Einfacher Vergleich der einzelnen Auswirkungen auf die Umwelt

Auf dieser Stufe sollte der Anwender alle Umweltauswirkungen und Schadstoffe hervorheben, die bei der Beurteilung nicht in Betracht gezogen wurden. Für das Beispiel des Druckverfahrens sind die Emissionen an Isopropanol, Ethoxypropanol und Methylisobutylketon nicht berücksichtigt worden, da für sie keine Multiplikationsfaktoren abgeleitet wurden, obwohl diese vermutlich ein photochemisches Ozonbildungspotenzial und möglicherweise eine humantoxische Wirkung aufweisen. Die beim wasserbasierten Verfahren in die Luft emittierten Benzindämpfe wurden nicht bewertet, da für alle betrachteten Umweltbelange für das Benzin keine Wirkfaktoren abgeleitet wurden, obwohl sie vermutlich ein photochemisches Ozonbildungspotenzial und möglicherweise eine humantoxische Wirkung aufweisen. Für die abwasserseitige Emission von Ammonium wurde keine Wirkung auf die Umwelt berechnet, wiederum wegen fehlendem Multiplikationsfaktor, obwohl die Ammoniumemission einen eutrophierenden Effekt haben dürfte. Glücklicherweise war die Ammoniumemission in diesem Fall nur sehr klein.

Beim Vergleich der beiden Beispiele des Druckverfahrens besteht die herausragende Wirkung im Energieverbrauch der Prozesse und in den Umweltauswirkungen, die die Energieerzeugung hat. Auf die Kommentierungen in Abschnitt 2.4.2 zum prozessbezogenen Energieverbrauch wird verwiesen.

Von den hier vorgestellten Ergebnissen wäre das wasserbasierte Verfahren die zu bevorzugende Variante. Bei vier von acht Wirkkategorien weist sie die geringere Umweltauswirkung auf; bei dieser Variante wird auch weniger Energie verbraucht und es fällt weniger Abfall an.

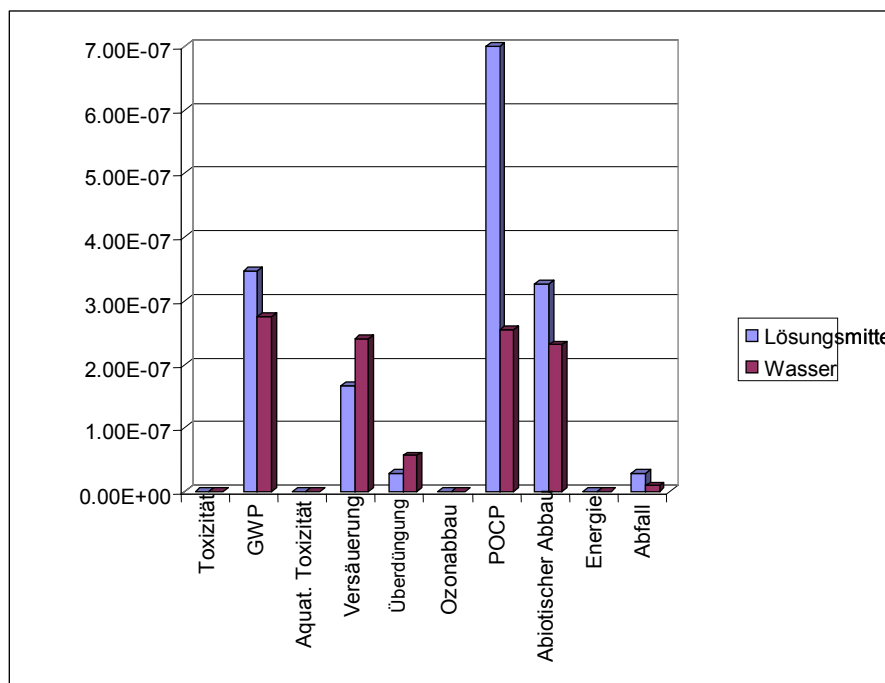
Diese Entscheidung basiert auf einfachen, nachvollziehbaren Vergleichen der beiden Varianten. Als Hilfe bei der Feststellung der Alternative mit der geringsten Umweltauswirkung erlaubt die Transparenz der Methodik dem Anwender diejenigen Probleme zu identifizieren, die die größten Probleme verursachen. Der Nachteil der Anwendung dieses Ansatzes besteht darin, dass die Größenordnung der Umweltauswirkung nicht berücksichtigt wird. Zum Beispiel ist der

Eutrophierungseffekt bei beiden Varianten ziemlich klein, hat aber die gleiche Gewichtung wie andere bedeutendere Auswirkungen, wie z.B. die Toxizität.

Als weiterer Schritt werden in der nachfolgenden Tabelle und Abbildung die europäischen Gesamtfrachten vorgestellt.

Auswirkung	Einheiten	Europäis. Gesamtfracht	Lösungsmittel		Wasser	
			Gesamt	Anteil an der europäischen Gesamtfra.	Gesamt	Anteil an der europ. Gesamtfra.
Humantoxizitäts-potenzial	m ³ Luft	?	125 x 10 ⁹	?	99 x 10 ⁹	?
Potenzial der globalen Erwärmung	kg CO ² -Äquival.	4,7 x 10 ¹²	1630706	3,47 x 10 ⁻⁷	1295341	2,76 x 10 ⁻⁷
Aquatisches Toxizitätspotenzial	m ³ Wasser	?	0	?	16754	?
Versauerungspotenzial	kg SO ² -Äquival.	2,7 x 10 ¹⁰	4500	1,67 x 10 ⁻⁷	6475	2,4 x 10 ⁻⁷
Eutrophierungspotenzial	kg PO ₄ ³⁻ -Äquival.	1,3 x 10 ¹⁰	383	2,95 x 10 ⁻⁸	738	5,68 x 10 ⁻⁸
Ozonschichtschädigungspot.	kg CFC-11-Äquiva.	8,3 x 10 ⁷		0		0
Photochemis. Ozonbildungspotenzial	kg Ethen-Äquival.	8,2 x 10 ⁹	5738	6,99 x 10 ⁻⁷	2088	2,55 x 10 ⁻⁷
Abiotischer Abbau	kg Sb-Äquival.	1,9 x 10 ¹⁰	6199	3,26 x 10 ⁻⁷	4393	2,31 x 10 ⁻⁷
Energie	TJ	6,1 x 10 ¹³	18,2	2,98 x 10 ⁻¹³	11,5	1,89 x 10 ⁻¹³
Abfall	kg	5,4 x 10 ¹¹	15700	2,91 x 10 ⁻⁸	5000	9,26 x 10 ⁻⁹

Anhang 14, Tabelle 15: Die Varianten der Druckverfahren im Vergleich zur europäischen Gesamtfracht



Anhang 14, Abbildung 3: Vergleich der zwei Varianten mit der europäischen Gesamtfracht für die einzelnen Umweltbelange

Aus Anhang 14, Abbildung 3 ist ersichtlich, dass das photochemische Ozonbildungspotenzial (POCP) den Umweltaspekt darstellt, bei dem die Varianten die größte Auswirkung auf die europäische Gesamtfracht aufweisen.

Anwender und Entscheidungsträger sollten Verständnis dafür entwickeln, dass das Vertrauen in diese europäischen Gesamtfrachten klein ist und sie den schwächsten Teil dieser Methodik darstellen und dass dieser Bewertungsschritt mit größter Vorsicht vorgenommen werden sollte.

Anmerkungen

- 1) Die europäischen Gesamtfrachten für die Humantoxizität und aquatische Toxizität sind noch nicht ausgearbeitet worden.
- 2) Die Unsicherheiten im Zusammenhang mit diesen europäischen Gesamtfrachten sind sehr groß. Sie sind deshalb vermutlich der schwächste Teil dieser Methodik. Das Ziel besteht darin, dass innerhalb des gesamten Dokuments Wert darauf gelegt wird, bei der Bewertung zum frühestmöglichen Zeitpunkt Entscheidungen zu treffen.
- 3) Da der europäische Erweiterungsprozess weitergeht, werden sich die Zahlen ändern. Es ist unklar, wie die Aktualisierungen dieser Zahlen bewerkstelligt werden könnten.

Kumulierter Energiebedarf

Liste von Beispielen für den kumulierten Energiebedarf (CED)

Produkt oder Dienstleistung	Einheiten	CED	Literaturquelle
		MJ je Einh.	
Sekundärenergie			
Strom aus dem öffentlichen Netz (EU-15)	1 MWh	789	ifeu
Strom aus Kohlekraftwerken	1 MWh	665	ifeu
Strom aus Gaskraftwerken	1 MWh	560	ifeu
Strom aus Atomkraftwerken	1 MWh	901	ifeu
Strom aus Wasserkraftwerken	1 MWh	280	ifeu
Dampf aus Kohlefeuerung	1 MWh	344	ifeu
Dampf aus Gasfeuerung	1 MWh	349	ifeu
Brennstoffe, primäre und sekundäre Quellen			
Mineralöl (roh)	1 kg	42,6	TREMOD
Diesel	1 kg	42,8	TREMOD
Leichtes Öl	1 kg	42,8	TREMOD
Schweres Öl	1 kg	40,4	TREMOD
Erdgas (roh)	1 m ³	34	ECOINVENT
Erdgas (gereinigt)	1 m ³	40,3	GEMIS
Kohle (mittlerer europ. Mix als Input)	1 kg	29,1	ifeu
Kohle (Deutschland, Großbritannien)	1 kg	29,8	ifeu
Kohle (Südafrika, Australien)	1 kg	26,6	ifeu
Braunkohle (Deutschland)	1 kg	9,1	ifeu
Holzpellets	1 kg	8,9	ifeu
Rapsöl	1 kg	9,3	ifeu
Chemische Hilfsmittel			
Kalkstein, gemahlen	1 kg	0,053	Patyk
Natronlauge	1 kg	4,18	Patyk
Natriumhydroxid	1 kg	19,9	APME
Ammoniak	1 kg	36	Patyk
Methanol	1 kg	42,0	ifeu
Ethanol	1 kg	56	ifeu
Aceton	1 kg	64,3	APME
Glykol	1 kg	64,8	ifeu
Benzol	1 kg	61,9	APME
Toluol	1 kg	66,2	APME
Metalle und Baustoffe			
Eisen	1 kg	14,4	GEMIS
Stahl	1 kg	16,3	FFE
Aluminium, primär	1 kg	196	GEMIS
Aluminium, sekundär	1 kg	25,8	GEMIS
Kupfer	1 kg	53	GEMIS
Zink	1 kg	70,6	GEMIS
Zement	1 kg	4,29	FFE
Beton	1 kg	0,66	FFE
Kunststoffe			
Polyethylen (HDPE)	1 kg	65,3	APME
Polypropylen	1 kg	71,6	APME
PVC	1 kg	54	APME
PET	1 kg	71,7	APME
Dienstleistungen			
LKW-Transport (voll beladen)	1 t/km	0,81	TREMOD
Laster-Transport (voll beladen)	1 t/km	1,44	TREMOD
Verbrennung von gefährlichem Abfall (mit niedrigem Brennwert)	1 kg	5	ifeu
Ablagerung von gefährlichem Abfall auf Deponien	1 kg	0,22	ifeu
Ablagerung von inertem Abfall auf Deponien	1 kg	0,056	ifeu

Anhang 14. Tabelle 16, [34, Fehrenbach H, 2002]

Anmerkung: CED ist ein Konzept, das den Energieverbrauch eines Prozesses aggregiert, einschließlich der direkt in einem Prozess verbrauchten Energie (Primärenergieverbrauch) und des Energieverbrauchs zur Herstellung der im Prozess verwendeten Rohstoffe. Es kann zur Darstellung der Umweltauswirkungen des Prozesses bezüglich globaler Erwärmung und Versauerung. CED steht stellvertretend für die Umweltbelastung des Produkts. Die Definition in der VDI-Richtlinie 4600 "Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden [16, VDI, 1997]" heißt: "*Der kumulierte Energieaufwand (CED) ist die Gesamtfracht des primärenergetisch bewerteten Aufwands, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Entsorgung eines ökonomischen Guts (Produkte oder Dienstleistungen) entsteht*"

Quellen

APME – Verband der Kunststoffhersteller in Europa: Ökopprofile für verschiedene Kunststoffe: http://www.apme.org/media/public_documents/20011009_164930/lca_summary.htm

ECOINVENT – Schweizerisches Zentrum für Ökoinventare, eine gemeinsame Initiative des ETH-Bereichs und der Schweizer Bundesbehörden, <http://www.ecoinvent.ch/en/>

FFE – Forschungsstelle für Energiewirtschaft: <http://www.ffe.de/index3.htm>

GEMIS – Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme: <http://www.oeko.de/service/gemis/>
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg: Fortschreibbare und allgemeine Inventardaten für Energiesysteme, die mittels spezifischen Ausgangsdaten und Literatur erstellt wurden. (ECOINVENT, GEMIS, TREMOD, APME)

Patyk et al.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen; Vieweg-Verlag Umweltwissenschaften; Braunschweig 1997

TREMOD – Expertenmodell zur Berechnung der Luftschadstoffemissionen aus dem motorisierten Verkehr; vom ifeu-Institut für das deutsche Umweltbundesamt, für verschiedene nationale Ministerien, den Verband der deutschen Automobilindustrie und für den Mineralölwirtschaftsverband ausgearbeitetes Computerprogramm.

Oekopol 2000 – Auszug aus der branchenspezifischen Datenbank von Oekopol.

Abiotische Abbaupotenziale (ADP)

Die nachfolgende Tabelle und der Text sind vollständig aus 'Part 2b of the guide on environmental life cycle assessment' der Universität Leiden entnommen [15, Guinée, 2001] (Seite 51).

<http://www.leidenuniv.nl/cml/lca2/index.html>

ADP-Faktoren zur Charakterisierung abiotischer Ressourcen auf Basis nachgewiesener Reserven und Gewinnungsraten

Natürliche Ressourcen	CAS-Nummer	ADP (in kg Antimon-Äquivalente/kg)
Actinium (Ac)	7440-34-8	6,33E+13
Aluminium (Al)	7429-90-0	1,00E-08
Antimon (Sb)	7440-36-0	1
Argon (Ar)	7440-37-1	4,71E-07
Arsen (As)	7440-38-2	0,00917
Barium (Ba)	7440-39-3	1,06E-10
Beryllium (Be)	7440-41-7	3,19E-05
Wismut (Bi)	7440-69-9	0,0731
Bor (B)	7440-42-8	0,00467
Brom (Br)	7726-95-6	0,00667
Cadmium (Cd)	7440-43-9	0,33
Calcium (Ca)	7440-70-2	7,08E-10
Cer (Ce)	7440-45-1	5,32E-09
Cäsium (Cs)	7440-46-2	1,91E-05
Chlor (Cl)	7782-50-5	4,86E-08
Chrom (Cr)	7440-47-0	0,000858
Kobalt (Co)	7440-48-4	2,62E-05
Kupfer (Cu)	7440-50-8	0,00194
Dysprosium (Dy)	7429-91-6	2,13E-06
Erbium (Er)	7440-52-0	2,44E-06
Europium (Eu)	7440-53-1	1,33E-05
Fluor (F)	7782-41-4	2,96E-06
Gadolinium (Gd)	7440-54-2	6,57E-07
Gallium (Ga)	7440-55-3	1,03E-07
Germanium (Ge)	7440-56-4	1,47E-06
Gold (Au)	7440-57-5	89,5
Hafnium (Hf)	7440-58-0	8,67E-07
Helium (He)	7440-59-7	148
Holmium (Ho)	7440-60-0	1,33E-05
Indium (In)	7440-74-6	0,00903
Iod (I)	7553-56-2	0,0427
Iridium (Ir)	7439-88-5	32,3
Eisen (Fe)	7439-89-0	8,43E-08
Krypton (Kr)	7439-90-9	20,9
Lanthan (La)	7439-91-0	2,13E-08
Blei (Pb)	7439-92-1	0,0135
Lithium (Li)	7439-93-2	9,23E-06
Lutetium (Lu)	7439-94-3	7,66E-05
Magnesium (Mg)	7439-95-4	3,73E-09
Mangan (Mn)	7439-96-5	1,38E-05
Quecksilber (Hg)	7439-97-0	0,495
Molybdän (Mo)	7439-98-7	0,0317
Neodym (Nd)	7440-00-0	1,94E-17
Neon (Ne)	7440-01-9	0,325
Nickel (Ni)	7440-02-0	0,000108
Niob (Nb)	7440-03-1	2,31E-05

Natürliche Ressourcen	CAS-Nummer	ADP (in kg Antimon-Äquivalente/kg)
Osmium (Os)	7440-04-2	14,4
Palladium (Pd)	7440-05-3	0,323
Phosphor (P)	7723-14-0	8,44E-05
Platin (Pt)	7440-06-4	1,29
Polonium (Po)	7440-08-6	4,79E+14
Kalium (K)	7440-09-7	3,13E-08
Praseodym (Pr)	7440-10-0	2,85E-07
Protactinium (Pa)	-	9,77E+06
Radium (Ra)	7440-14-4	2,36E+07
Radon (Rn)	-	1,20E+20
Rhenium (Re)	7440-15-5	0,766
Rhodium (Rh)	7440-16-6	32,3
Rubidium (Rb)	7440-17-7	2,36E-09
Ruthenium (Ru)	7440-18-8	32,3
Samarium (Sm)	7440-19-9	5,32E-07
Scandium (Sc)	7440-20-2	3,96E-08
Selen (Se)	7782-49-2	0,475
Silizium (Si)	7440-21-3	2,99E-11
Silber (Ag)	7440-22-4	1,84
Natrium (Na)	7440-23-5	8,24E-11
Strontium (Sr)	7440-24-6	1,12E-06
Schwefel (S)	7704-34-9	0,000358
Tantal (Ta)	7440-25-7	6,77E-05
Tellur (Te)	13494-80-9	52,8
Terbium (Tb)	7440-27-9	2,36E-05
Thallium (Tl)	7440-28-0	5,05E-05
Thorium (Th)	7440-29-1	2,08E-07
Thulium (Tm)	7440-30-4	8,31E-05
Zinn (Sn)	7440-31-5	0,033
Titan (Ti)	7440-32-8	4,40E-08
Wolfram (W)	7440-33-7	0,0117
Uran (U)	7440-61-1	0,00287
Vanadium (V)	7440-62-2	1,16E-06
Xenon (Xe)	7440-63-3	17500
Ytterbium (Yb)	7440-64-4	2,13E-06
Yttrium (Y)	7440-65-5	3,34E-07
Zink (Zn)	7440-66-6	0,000992
Zirkon (Zr)	7440-07-7	1,86E-05
Rohöl	8012-95-1	0,0201
Erdgas ^a	nvt	0,0187
Steinkohle	nvt	0,0134
Bitumöse Braunkohle	nvt	0,00671
fossile Energieträger	nvt	4,81E-04
^a In kg Antimon/m ³ Erdgas		
^b In kg Antimon/MJ fossiler Energieträger		

Anhang 14. Tabelle 17
[15, Guinée, 2001]

ANHANG 15 – BEISPIELHAFTER PROZESSVERGLEICH FÜR DIE NO_x-REDUKTION IN EINER KOMMUNALEN ABFALLVERBRENNUNGSANLAGE

Einleitung

Zur Darstellung der in diesem Dokument beschriebenen Methodik werden in einem zweiten Beispiel die verschiedenen Varianten zur Reduktion von Stickoxidemissionen (NO_x) aus einer kommunalen Wirbelschicht-Abfallverbrennungsanlage betrachtet [56, Dutton, 2003]. Bei dem Beispiel wird eine Neuanlage zugrunde gelegt; die Methodik kann aber auch auf Änderungen bestehender Prozesse angewandt werden. Der Einfachheit und Datenverfügbarkeit halber bezieht sich dieses Beispiel auf eine einzelne Anlage, was aber nicht eine vorzugsweise Anwendung der Methodik auf lokaler Ebene bedeutet. Für die Branche eines BVT-Merkblatts besteht eine Schwierigkeit bei der Definition eines repräsentativen Basisfalls.

Die Daten beziehen sich auf einen tatsächlichen Fall und alle getroffenen Annahmen sind im Text angegeben. Einige Daten sind zur Verdeutlichung der Vorgehensweise vereinfacht worden. Dabei ist es wichtig, nicht zu vergessen, dass das Beispiel die Darstellung der Methodik der ökonomischen und medienübergreifenden Aspekte zum Ziel hat und nicht die Bestimmung der als BVT geltenden Verbrennungs-/Verminderungstechnologie.

Anwendung von Leitfaden 1 – Untersuchungsrahmen und Identifizierung der technischen Alternativen

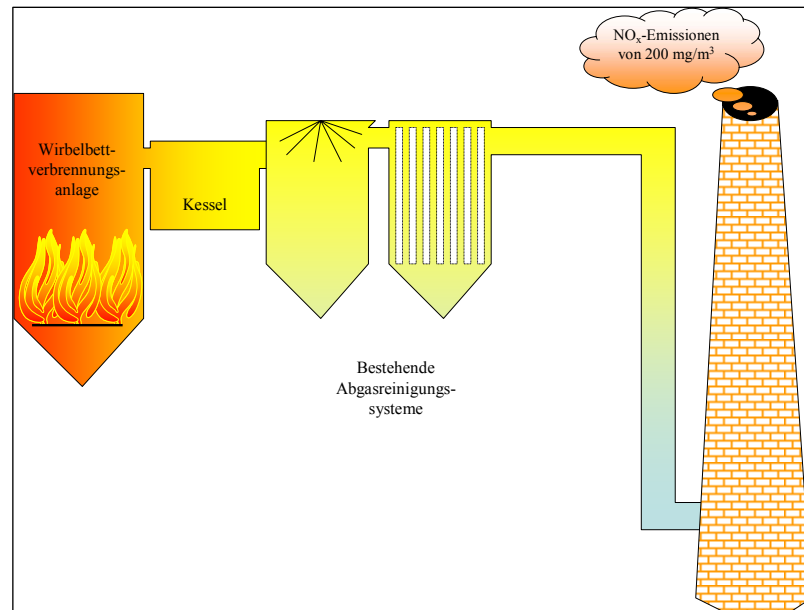
Andere Anlagenvorgänge, d.h. andere als die NO_x-Reduktion (wie der Umgang mit dem Abfall, der Vorbehandlungsofen, andere Anlagen zur Emissionsminderung oder das Aschehandling) führen bei allen drei Varianten zur gleichen Umweltauswirkung und sind zur Vereinfachung im Geltungsbereich der Bewertung nicht enthalten. Es wird die Annahme getroffen, dass die Charakteristiken der Verbrennungsanlage durch die verschiedenen Minderungstechniken nicht beeinflusst werden. Es werden nur diejenigen Emissionen genannt, die bei den Varianten unterschiedlich sind. Die einzigen zusätzlichen Verbräuche sind durch Ammoniak und durch den Energieeinsatz gegeben. Die Effizienz des Ammoniakeinsatzes wird mit dem Ausmaß des 'Schlupfes' angegeben, d.h. mit dem Anteil an Ammoniak, der ungenutzt emittiert wird. Dies wird bei den Abgasemissionen berücksichtigt. Die Auswirkungen der Ammoniakproduktion werden innerhalb der Systemgrenzen nicht berücksichtigt und bei der Durchführung der Bewertung als unwesentlich angesehen.

Ein Wirbelbettöfen erreicht normalerweise einen NO_x-Emissionsbereich um 200 mg/Nm³, wobei aber eine weitere Reduktion der NO_x-Emissionen durch zusätzliche Minderungsmaßnahmen möglich ist. Es ist anzumerken, dass die Verbrennungsanlagen unter die Anforderungen der Abfallverbrennungsrichtlinie fallen, die für diese Art von Anlagen einen maximal genehmigungsfähigen Emissionsgrenzwert für NO_x von 200 mg/Nm³ festlegt. Bei diesem Beispiel werden vor dem Hintergrund des Basisfalls weitere Minderungsmaßnahmen betrachtet.

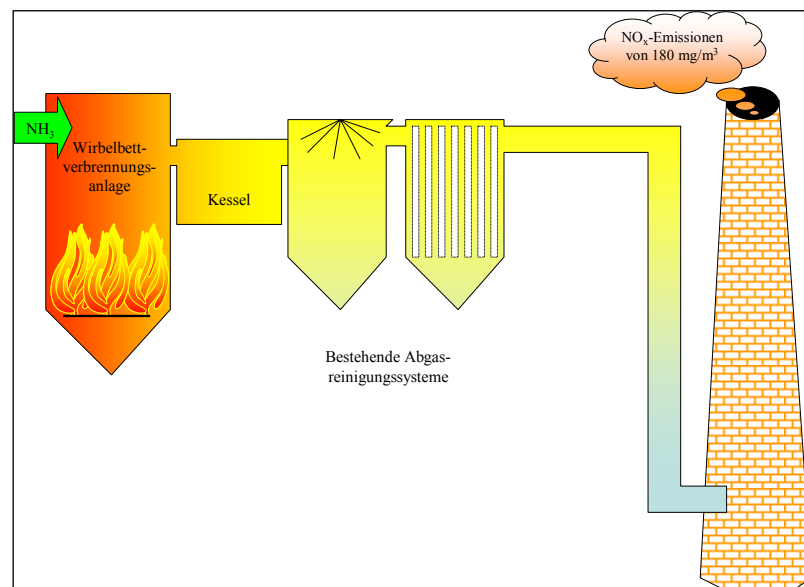
Der Verbrennungsanlage werden jährlich 100000 Tonnen Kommunalabfall zugeführt. Sie ist mit einer semi-trockenen Minderungstechnik zur Reduktion der Säureemissionen ausgerüstet. Es werden nachfolgend drei Varianten zusammen mit den eingesetzten Techniken und den gleichen Systemgrenzen beschrieben:

Variante 1 – Der Basisfall

Diese Variante stellt die Wirbelschichtverbrennung ohne zusätzliche NO_x -Minderung dar.

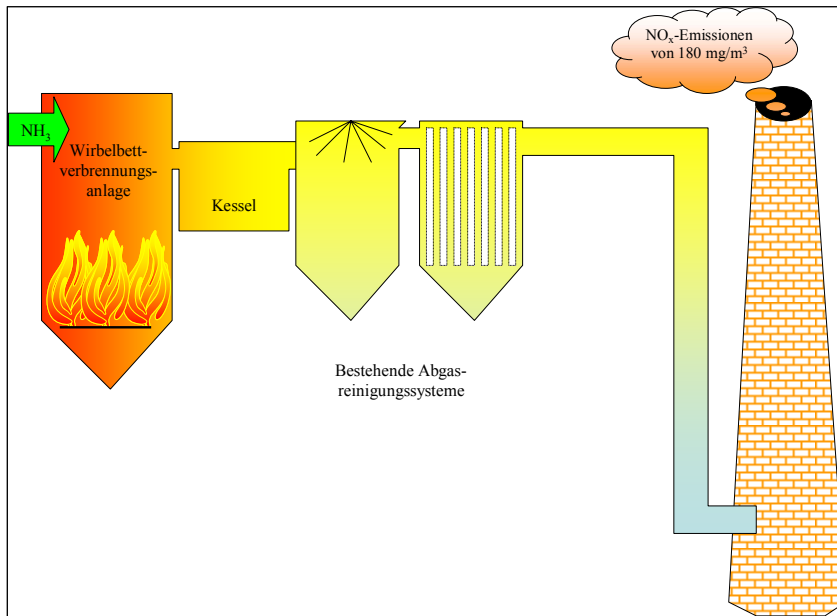
**Variante 1 – Der Basisfall****Variante 2 - Selektive nicht-katalytische Reduktion (Ammoniakendüsung)**

Eine zusätzliche Minderung kann durch Ammoniakendüsung in den Ofen bewerkstelligt werden. Im Vergleich zum Basisfall wird mit dieser Minderungsvariante die emittierte NO_x -Konzentration üblicherweise um 10 % reduziert.

**Variante 2 – Selektive nicht katalytische Reduktion (Ammoniakendüsung)**

Variante 3 - Selektive katalytische Reduktion (mit Ammoniakendüsung)

Diese Technik beinhaltet die selektive katalytische Reduktion, die nach den bestehenden Abgasreinigungssystemen eingesetzt wird. Diese Technik beinhaltet ebenfalls die Ammoniakendüsung, die aber in einer katalytischen Reduktionsstufe anstatt im Ofen erfolgt. Die Katalysatorschicht wandelt NO_x in molekularen Stickstoff (N₂) um. Diese Variante führt im Vergleich zum Basisfall (58.5 % im Vergleich zu Variante 2) zu einer NO_x-Reduktion von 68.5 %.



Variante 3 - Selektive katalytische Reduktion (mit Ammoniakendüsung)

Aus dieser grundlegenden Information ist ersichtlich, dass die Varianten 2 und 3 teurer als der Basisfall sind und zusätzliche Energie und Einsatzstoffe (Ammoniak) benötigen.

Anwendung von Leitfaden 2 – Bestandsaufnahme der Emissionen

Emis-sionen	Variante 1			Variante 2			Variante 3		
	mg/m ³	g/s	t/a	mg/m ³	g/s	t/a	mg/m ³	g/s	t/a
NO ₂	200	19	591	180	17	532	63	6	186
N ₂ O	5	0,5	1,4	10	0,9	2,7	10	0,9	2,7
NH ₃	0	0	0	2	0,2	0,56	3	0,3	0,84

Energie-einsatz	Variante 1			Variante 2			Variante 3		
	MWh/a	GJ/a	TJ/a	MWh/a	GJ/a	TJ/a	MWh/a	GJ/a	TJ/a
Wärme und Strom	0	0	0	40	144	0,14	4600	16560	16.56

Anhang 15, Tabelle 1

Die Energiedaten für dieses Beispiel wurden in MWh/a zur Verfügung gestellt. Diese Einheit wurde mit einem Umrechnungsfaktor von 3,6 (1 TJ = 1000 GJ) in GJ/a umgerechnet.

Schlussfolgerung – Variante 3 ist bei der Minderung von NO_x (NO₂ + N₂O) klar überlegen. Allerdings werden zur Bewertung weitere Faktoren berücksichtigt, da: (a) höhere Ammoniakemissionen auftreten, und (b) Bedenken bestehen, dass Variante 3 zu teuer ist, weshalb es auf dieser Stufe noch nicht klar wird, welche Variante die beste ist.

Anwendung von Leitfaden 3 – Berechnung der medienübergreifenden Effekte

Vereinfachung – Zur Vereinfachung dieses Beispiels wurde eine kurze Bewertung durchgeführt, um festzustellen, welche Umweltbelange von den Emissionen von NO₂ und NH₃ betroffen sind. Die nicht betroffenen (oder unbedeutenden) Umweltbelange können durch diese Bewertung kurzerhand übergangen werden. .

Umweltbelange	Relevanz	Schadstoffe
Humantoxizität	Relevant	NO ₂ , NH ₃
Globale Erwärmung	Relevant	N ₂ O
Aquatische Toxizität	nicht relevant	Keine Emissionen ins Wasser
Versauerung	Relevant	NO ₂ , NH ₃
Eutrophierung	Relevant	NO ₂ , NH ₃
Ozonschichtschädigung	nicht relevant	Keine Emission ozonabbauender Stoffe
Photochemische Ozonbildung	Relevant	NO ₂

Anhang 15, Tabelle 2

Obwohl die Multiplikationsfaktoren in diesem Dokument normalerweise in kg angegeben sind, wird die Analyse zur Vereinfachung in Tonnen durchgeführt (zur Umrechnung in kg ist die Multiplikation mit 10³ erforderlich). Eine Ausnahme besteht bei der Humantoxizität, bei der die Emissionen in kg anzugeben sind, damit diese zur Formel passen, die zur Berechnung der Toxizitätsschwellenwerte verwendet wird.

Humantoxizität

Die Humantoxizitätspotenziale sind wie folgt berechnet worden (m³ Luft, die theoretisch bis zum Toxizitätsschwellenwert verunreinigt werden):

	Toxizitätsschwellenwert (µg/m ³)	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		Menge emittierten Schadstoffs ('000 kg)	Humantoxizitätspotenzial (m ³)	Menge emittierten Schadstoffs ('000 kg)	Humantoxizitätspotenzial (m ³)	Menge emittierten Schadstoffs ('000 kg)	Humantoxizitätspotenzial (m ³)
NO ₂	40	591	1,48x10 ¹³	532	1,33x10 ¹³	186	0,46x10 ¹³
NH ₃	180	0	0	0,56	3,11x10 ⁹	0,84	4,67x10 ⁹
Gesamtes Humantoxizitätspotenzial (m³)			1,48x10¹³		1,33x10¹³		0,46x10¹³
Anmerkung: Die Menge eines emittierten Schadstoffs wurde vor der Berechnung des Humantoxizitätspotenzials in kg umgerechnet. Nach diesen Ergebnissen ist die Variante 3 zu bevorzugen, da sie das geringere Humantoxizitätspotenzial aufweist.							

Anhang 15, Tabelle 3

Globale Erwärmung

Die jährlich emittierten globalen Erwärmungspotenziale (GWP) in Tonnen CO₂ –Äquivalente wurden wie folgt berechnet:

	Globales Erwärmungspotenzial (kg CO ₂)	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Globales Erwärmungspotenzial (‘000 kg CO ₂)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Globales Erwärmungspotenzial (‘000 kg CO ₂)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Globales Erwärmungspotenzial (‘000 kg CO ₂)
N ₂ O	296	1,4	414,4	2,7	799,2	2,7	799,2
Gesamtes GWP (‘000 kg CO₂)			414,4		799,2		799,2
Nach diesen Ergebnissen ist Variante 1 die zu bevorzugende Variante, da sie das kleinere GWP aufweist.							

Anhang 15, Tabelle 4

Aquatische Toxizität

Für die drei in diesem Beispiel betrachteten Varianten bestehen bei den Abwasseremissionen keine Unterschiede, sodass die Bewertung der aquatischen Toxizität nicht erforderlich ist.

Versauerung

Die Versauerungspotenziale sind wie folgt als Tonnen Schwefeldioxid-Äquivalente pro Jahr berechnet worden.

	Versauerungspotenzial (kg SO ₂ -Äquivalente)	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Versauerungs- potenzial (‘000 kg SO ₂)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Versauerungs- potenzial (‘000 kg SO ₂)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Versauerungs- potenzial (‘000 kg SO ₂)
NH ₃	1,6	0	0	0,56	0,9	0,84	1,34
NO ₂	0,5	591	295,5	532	266	186	93
Gesamtes Versauerungs- potenzial			295,5		266,9		94,34
Nach diesen Ergebnissen ist Variante 3 die zu bevorzugende Variante, da sie den kleinsten Versauerungseffekt aufweist.							

Anhang 15, Tabelle 5

Eutrophierung

Die Eutrophierungspotenziale werden in Tonnen Phosphation-Äquivalente pro Jahr angegeben. Sie wurden wie folgt berechnet.

	Eutrophierungspotenzial (kg Phosphation-Äquivalente)	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Eutrophierungspotenzial (‘000 kg Phosphation- Äquivalente)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Eutrophierungspotenzial (‘000 kg Phosphation- Äquivalente)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Eutrophierungspotenzial (‘000 kg Phosphation- Äquivalente)
NH ₃	0,35	0	0	0,56	0,2	0,84	0,29
NO ₂	0,13	591	76,83	532	6,16	186	24,18
Gesamtes Eutrophierungspotenzial ‘000 kg PO ₄ ³⁻ -Äquivalente			76,83		69,36		24,47
Nach diesen Ergebnissen ist Variante 3 die zu bevorzugende Variante.							

Anhang 15, Tabelle 6

Ozonschichtschädigungspotenzial

Bei diesem Beispiel bestehen keine relevanten Emissionen ozonschichtschädigender Stoffe.

Photochemisches Ozonbildungspotenzial

Die photochemischen Ozonbildungspotenziale (POCP) werden in Tonnen Ethen-Äquivalente pro Jahr angegeben. Sie sind wie folgt berechnet worden.

	Photochemisches Ozonbildungspotenzial (POCP) (kg Ethen-Äquivalente)	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
		Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Photochemisches Ozonbildungspotenzial (‘000 kg Ethen-Äquivalente)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Photochemisches Ozonbildungspotenzial (‘000 kg Ethen-Äquivalente)	Menge emittierten Schadstoffs (‘000 kg)	Photochemisches Ozonbildungspotenzial (‘000 kg Ethen-Äquivalente)
NO ₂	0,028	591	16,55	532	14,9	186	5,21
Gesamtes POCP (‘000kg Ethen-Äquivalente)			16,55		14,9		5,21
Nach diesen Ergebnissen ist Variante 3 die zu bevorzugende Variante.							

Anhang 15, Tabelle 7

Anwendung von Leitfaden 4 – Interpretation von gegenläufigen medienübergreifenden Effekten

Einfacher Vergleich der Umweltbelange

Unter Verwendung der für dieses Beispiel gesammelten Informationen kann folgender einfacher Vergleich durchgeführt werden.

Umweltauswirkung	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Energie	1	2	3
Abfall	Nicht bewertet	Nicht bewertet	Nicht bewertet
Humantoxizität	3	2	1
Globale Erwärmung	1	2	2
Aquatische Toxizität	Nicht bewertet	Nicht bewertet	Nicht bewertet
Versauerung	3	2	1
Eutrophierung	3	2	1
Ozonschichtschädig.	Nicht bewertet	Nicht bewertet	Nicht bewertet
Photochemische Ozonbildung	3	2	1

Farbschlüssel

1 Zu bevorzugenden Variante
2 Mittlere Leistungsfähigkeit
3 Schlechteste Leistungsfähigkeit

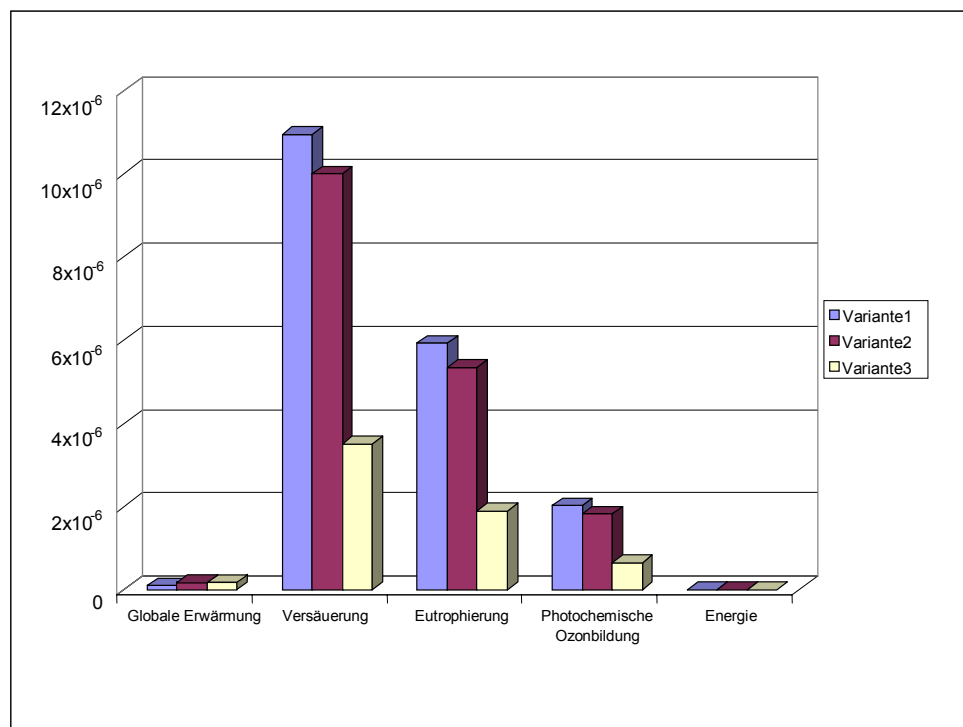
Variante 3 ist bei den meisten Umweltbelangen die zu bevorzugende Variante, aber sie weist beim Energieverbrauch die schlechtesten Werte auf.

Bezug auf die europäischen Gesamtfrachten

Mit den bei diesem Beispiel berechneten Daten kann ein Vergleich der Emissionen mit den Gesamtemissionen in Europa durchgeführt werden (alle Emissionen wurden für diesen Teil der Bewertung von Tonnen in kg umgerechnet). Die nachfolgende Abbildung stellt die Ergebnisse in graphischer Form dar. Es ist ersichtlich, dass die Variante 3 bei Betrachtung der unterschiedlichen Belange, die kleinste Umweltauswirkung insgesamt zu haben scheint, wobei zu erwähnen ist, dass der Abfallanfall, das aquatische Toxizitäts- und Ozonschichtschädigungspotenzial nicht bewertet und somit nicht in der Abbildung enthalten sind.

Auswirkung	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
	Gesamt	% der europäisch. Gesamtfracht	Gesamt	% der europäisch. Gesamtfracht	Gesamt	% der europäisch. Gesamtfracht
Energie (TJ)	0	0	0,144	$0,023 \times 10^{-13}$	16,56	$2,715 \times 10^{-13}$
Abfall	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
Humantoxizitätspotenzial (m ³ Luft)	$1,48 \times 10^{13}$?	$1,33 \times 10^{13}$?	$0,46 \times 10^{13}$?
GWP (kg CO ₂ -Äquiv.)	$414,4 \times 10^3$	$0,09 \times 10^{-6}$	$799,2 \times 10^3$	$0,17 \times 10^{-6}$	$799,2 \times 10^3$	$0,17 \times 10^{-6}$
Aquatisches Toxizitätspotenzial (m ³ Wasser)	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
Versauerungspotenzial (kg SO ₂ -Äq.)	$295,5 \times 10^3$	$10,94 \times 10^{-6}$	$266,9 \times 10^3$	$9,89 \times 10^{-6}$	$94,34 \times 10^3$	$3,49 \times 10^{-6}$
Eutrophierungspotenzial (kg PO ₄ ³⁻ -Äq.)	$76,83 \times 10^3$	$5,91 \times 10^{-6}$	$69,36 \times 10^3$	$5,34 \times 10^{-6}$	$24,47 \times 10^3$	$1,88 \times 10^{-6}$
Ozonschichtschädigungspot. (CFC-11-Äq.)	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
POCP (kg Ethen-Äq.)	$16,55 \times 10^3$	$2,02 \times 10^{-6}$	$14,9 \times 10^3$	$1,82 \times 10^{-6}$	$5,21 \times 10^3$	$0,64 \times 10^{-6}$

Anhang 15, Tabelle 8: Auf die europäischen Gesamtfrachten bezogene Emissionen



Die drei Varianten, ausgedrückt in Anteilen der europäischen Gesamtfracht

Überprüfung der lokalen Umweltauswirkungen

Bei diesem Beispiel werden die Emissionen überprüft, um diejenige Emission festzustellen, die eine Bewertung der lokalen Situation erfordert könnte. Unter Verwendung der oben genannten Verdünnungsfaktoren (1:100000 für Abgasemissionen) wurden für die drei Varianten folgende Umgebungskonzentrationen berechnet.

	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
	Emission (mg/m ³)	Umgebungskonzentration (mg/m ³)	Emission (mg/m ³)	Umgebungskonzentration (mg/m ³)	Emission (mg/m ³)	Umgebungskonzentration (mg/m ³)
NO ₂	200	0,002	180	0,00180	63	0,00063
NH ₃	0	0,000	2	0,00002	3	0,00003

Anhang 15, Tabelle 9

Die Umweltqualitätsstandards (EQSs) für NO₂ und NH₃ werden in µg/m³ angegeben, weshalb diese Umgebungskonzentrationen vor Angabe ihres prozentualen Anteils an den EQS umzurechnen sind.

Stoff	EQS (µg/m ³)	Umgebungskonzentration in % der EQS		
		Variante 1	Variante 2	Variante 3
NO ₂	40	5 %	4,500 %	1,500 %
NH ₃	180	-	0,011 %	0,016 %

Anhang 15, Tabelle 10

In diesem Zusammenhang sind nur die NO₂-Emissionen von Bedeutung und erfordern voraussichtlich eine detailliertere Bewertung der örtlichen Situation.

Schlussfolgerungen zu den medienübergreifenden Effekten

Bei der Bewertung der Umweltauswirkungen der drei bei diesem Beispiel betrachteten Varianten erscheint Variante drei hinsichtlich Versauerungs-, Eutrophierungs- und photochemischem Ozonbildungspotenzial die zu bevorzugende Variante zu sein. Variante 1 wäre hinsichtlich globalem Erwärmungspotenzial und Energieverbrauch zu bevorzugen. Beim Vergleich der Werte mit der europäischen Gesamtfracht kommt den letztgenannten Umweltbelangen eine geringe Bedeutung zu, weshalb sie bei der Gesamtbewertung ein geringeres Gewicht haben könnten. Bei einer derartigen Durchführung der Bewertung kann diese für die anschließende Expertenbeurteilung zur Kompromissfindung hilfreich sein.

Methode der Kostenrechnung

Für dieses Beispiel werden nachstehend die Kapital- und Betriebskosten aufgeführt. Variante 1 wird als Basisfall zugrunde gelegt. Die zusätzlich anfallenden Kosten werden in Relation zum Basisfall angegeben. Bei den Betriebskosten wird deren Konstanz über die Jahre angenommen.

Kosten (EUR '000)	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Gesamte Investitionskosten (EUR '000)	-	185	1475
Gesamte Betriebskosten (EUR '000)/Jahr	-	188	670

Anhang 15, Tabelle 11

Diese Kosten werden zur Erläuterung der Methodik verwendet. Idealerweise hätten dafür mehr Informationen zur Verfügung gestellt werden müssen, um die Informationen zu prüfen und zu validieren.

Bei der Beurteilung der Kosten sind einige Annahmen getroffen worden. Erstens basieren die Stromkosten auf dem Verkaufspreis ins öffentliche Netz (d.h. nicht der Einkaufspreis). Zweitens beinhalten die Kosten die Anlagenerneuerung über einen 25-jährigen Zeitraum und für Variante 3 den Katalysatorersatz alle drei Jahre.

Bei den Kosten wird zwischen Investitions- und Betriebskosten unterschieden.

Die Investitionskosten können weiter in Installationskosten (Projektplanung, Grundstückskosten, Reinigung, Vorbereitung des Standorts, Gebäude, Ingenieurleistungen, Kosten für Auftragnehmer, Testläufe/Inbetriebnahme), Kosten für die Anlagen zur Emissionsminderung (Kernanlage zur Emissionsminderung, Nebeneinrichtungen, Mess- und Regeltechnik, Transport zum Standort, Änderungen der bestehenden Anlagen) und anderen Kosten (Unvorhergesehenes) unterteilt werden.

Die Betriebskosten können in Energiekosten (Strom, Erdölprodukte, Erdgas, feste Brennstoffe), Material- und Dienstleistungskosten (Ersatzteile, Chemikalien, Umweltdienstleistungen), Arbeitskosten (Personal, Fortbildung des Personals), Fixkosten (Versicherung, Genehmigungsgebühren, Vorkehrungen für Notfälle und andere Gemeinkosten) Kosteneinsparungen oder Erlöse und Folgekosten unterteilt werden.

Wegen der bei diesem Beispiel begrenzt verfügbaren Informationen war lediglich die Berechnung der jährlichen Gesamtkosten möglich.

Die jährlichen Kosten werden als zusätzliche Kosten zum Basisfall (Variante 1) angegeben. Die in diesem Abschnitt getroffenen Annahmen basieren auf einer 25-jährigen wirtschaftlichen Lebensdauer der Anlage (bezogen auf die Ofenerneuerung) und einem Diskontierungsfaktor von 6 % (basierend darauf, dass es sich um einen Bereich mit niedrigem Risiko und niedrigen Kapitalkosten handelt).

Die jährlichen äquivalenten Kosten werden mit Hilfe folgender Gleichung berechnet:

$$\text{Jahresgesamtkosten} = C_0 \left[\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OC$$

Dabei sind:

- C_0 = die Investitionskosten im Jahr 0 (Basisjahr)
- r = der Diskontierungsfaktor pro Zeitraum (Jahr)
- n = die geschätzte ökonomische Lebensdauer einer Anlage in Jahren
- OC = die gesamten Betriebskosten

Folglich sind:

$$\text{Jahresgesamtkosten (Variante 2)} = 185 \times \left[\frac{0,06 \times (1 + 0,06)^{25}}{(1 + 0,06)^{25} - 1} \right] + 188 = 202 \text{ (EUR `000)}$$

$$\text{Jahresgesamtkosten (Variante 3)} = 1475 \times \left[\frac{0,06 \times (1 + 0,06)^{25}}{(1 + 0,06)^{25} - 1} \right] + 670 = 785 \text{ (EUR `000)}$$

Die Jahresgesamtkosten, die zusätzlich zu den Jahresgesamtkosten von Variante 1 anfallen, betragen:

Variante 2 = 202000 EUR

Variante 3 = 785000 EUR

Idealerweise hätten mehr Informationen für die Bewertung und Validierung der Kosten zur Verfügung gestellt werden sollen, aber leider sind detailliertere Angaben nicht verfügbar.

Bei diesem Beispiel können alle Kosten dem Umweltschutz zugeordnet werden, da die Techniken ausschließlich der Reduktion der NO_x-Emissionen dienen.

Bewertung der Varianten

In diesem Fall werden zur Vereinfachung der Bewertung nur die NO_x-Emissionen betrachtet. Deshalb kann die Kosteneffizienz auf Basis der Kosten je Tonne reduzierten NO_x bewertet werden. In Relation zum Basisfall stellt sich die Kosteneffizienz der Varianten 2 und 3 wie folgt dar:

	Variante 2	Variante 3
Zusätzliche jährliche Kosten (EUR '000) nach der Kostenmethode	202	785
Reduzierte NO _x -Emissionen in Tonnen nach der Methode für medienübergreifende Effekte	59 (10 % Reduktion)	405 (68,5 % Reduktion)
Kosteneffizienz (Kosten je Tonne reduzierten NO_x)	3424	1938
Dies führt zu Kosten von EUR 3424/Tonne für Variante 2 und von EUR 1938/Tonne für Variante 3. Deshalb ist Variante 3 kosteneffizienter.		

Anhang 15, Tabelle 12

Die externen Kosten für NO_x aus ExterneE liegen im Bereich zwischen 1500 und 7100 EUR. Die Varianten 2 und 3 liegen innerhalb dieses Bereichs (bei 3424 EUR bzw. bei 1938 EUR). Während zur objektiveren Interpretation der Ergebnisse eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden könnte, wurde ursprünglich auf das Expertenurteil zur Feststellung, ob die Kosteneffizienz der Maßnahme den BVT-Kriterien entspricht, verwiesen.

Wirtschaftliche Vertretbarkeit im betreffenden Sektor

Beschreibung der Industriestruktur

Größe und Anzahl der Anlagen

Die Größe der Anlagen im Bereich der Verbrennung neigt dazu, durch die 'Wirtschaftlichkeit durch Anlagengröße' sowie durch die vorherrschenden Abfallmanagementstrategien innerhalb der Mitgliedsstaaten bestimmt werden. Z.B. dienen in Großbritannien die meisten Anlagen der Abfallentsorgung von ca. 100000 Einwohnern und die Kapazitäten liegen meist im Bereich von 50000 - 150000 t/Jahr. Bei kleineren Anlagen bestehen hinsichtlich des Einsatzes der NO_x-Minderungstechniken Bedenken wegen der Kosten, aber es gibt genügend Anlagen mit angemessenen Kapazitäten, sodass diese Bedenken die grundsätzliche Einführung einer der Technologien innerhalb des Sektors nicht behindern sollten. In der Tat existieren diese Techniken bereits in vielen Anlagen innerhalb der EU. Dies bedeutet, dass die Anlagengröße kein Haupteinflussfaktor hinsichtlich der wirtschaftlichen Vertretbarkeit sein dürfte.

Technische Charakterisierung der Anlagen

Der Sektor weist einen hohen Regulierungsgrad auf und war neben der IVU-Richtlinie Gegenstand einer Reihe von spezifischen Richtlinien (jüngst die WID), die eine zunehmend bessere Umweltleistung verlangen. Außerdem dürften die hier beschriebenen Minderungstechniken in Bezug auf ihre technische Verfügbarkeit und Leistungsfähigkeit als gut bewährt gelten. Die Techniken sind auch für die meisten Arten neuer und bestehender Verbrennungsanlagen nachrüstbar, da es sich bei ihnen um 'end-of-pipe'-Minderungstechniken handelt. Für die Nachrüstung der Techniken besteht entsprechender Platzbedarf. Allerdings sind die technischen Einrichtungen nicht übermäßig groß und viele Anlagen dürften im Bereich der Abfallanlieferung und Behandlung über Platz verfügen, was Flexibilität bei der Unterbringung von neuen technischen Einrichtungen bietet. All dies lässt vermuten, dass die technischen Charakteristika keinen wesentlichen Faktor bei der Bestimmung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit darstellen.

Anlagenlebensdauer

Der Bestand einer Verbrennungsanlage ist relativ lange und sicher (siehe Abschnitt 5.3 für die Marktstrukturanalyse) und die Lebensdauer von 25 Jahren stellt bezüglich des Ersatzes der wichtigsten technischen Einrichtungen, wie des Kessels/Ofens, eine vernünftige Annahme dar. Diese langfristige Betriebssicherheit verbessert das Vertrauen darauf, dass sich der Umweltnutzen der Investition in Umweltschutzmaßnahmen im Laufe der Lebensdauer der Minderungstechnik maximiert. Deshalb dürfte die Anlagenlebensdauer keinen bedeutenden Einfluss auf die wirtschaftliche Vertretbarkeit haben.

Hindernisse für den Einstieg und Ausstieg

In der EU besteht bereits eine beträchtliche Verbrennungskapazität und der Bedarf steigt, da der Trend von der Deponierung weggeht. Der Trend, zumindest kurzfristig, sagt einen Anstieg der Verbrennungskapazität voraus, gleichwohl dies in den Mitgliedsstaaten in Abhängigkeit von den nationalen Abfallmanagementstrategien unterschiedlich ist.

Andere Industriecharakteristika

Die allgemeine Struktur von Verbrennungsanlagen betreibenden Firmen ist in den Mitgliedsstaaten unterschiedlich. Mehrere am Markt operierende Firmen (zumindest in Großbritannien) haben hinsichtlich des Abfallmanagements und der Abfalleinrichtungen neben dem Betrieb von Verbrennungsanlagen im Allgemeinen weitere Geschäftsbereiche. Außerdem betreiben mehrere Unternehmen Anlagen in mehr als einem Mitgliedsstaat.

Schlussfolgerung

Eine allgemeine Schlussfolgerung besteht darin, dass die Versorgungssicherheit, die lange Lebensdauer von Einrichtungen/Anlagen und die Technikbeherrschung positive Faktoren darstellen, die keinen nachteiligen Einfluss auf die wirtschaftliche Vertretbarkeit darstellen.

Beschreibung der Marktstruktur

Die Marktstruktur für den Verbrennungssektor wurde mit Hilfe von Porters Modell der fünf Wettbewerbskräfte analysiert.

Konkurrenz unter den bestehenden Firmen

Die Konkurrenz zwischen (kommunalen Abfall-) Verbrennungsanlagen ist wegen einer Reihe von Faktoren relativ gering. Der Bedarf an neuer Verbrennungskapazität gleicht in einigen Mitgliedsstaaten (z.B. in Großbritannien) aufgrund starken lokalen politischen Widerstands, der den Planungsprozess in die Länge zieht, aus und verlangsamt daher die Errichtung neuer Anlagen. Außerdem neigen Betreiber von Verbrennungsanlagen zum Abschluss von relativ langfristigen, sicheren Verträgen mit den für die Abfallsammlung und Entsorgung zuständigen Behörden für die zugehörigen Anlagen an bestimmten Standorten. Schlussendlich schränken die Kosten für den Abfalltransport übertriebenes Hin- und Herwechseln zwischen den Verbrennungsanlagen ein.

Die Verhandlungsstärke der Lieferanten

Stelle in diesem Sektor kein Problem dar.

Die Verhandlungsstärke der Kunden

Es wird angenommen, dass in diesem Sektor die Kunden und Lieferanten identisch sind, nämlich die für die Abfallentsorgung zuständigen Behörden. Die vorbeschriebene relativ niedrige Konkurrenz bedeutet, dass die für die Abfallentsorgung zuständigen Behörden über keinen wesentlichen Einfluss auf den zu entrichtenden Entsorgungspreis verfügen. Mit zunehmender behördlicher Einschränkung der Deponierung und den langsamen Entwicklungen im Recyclingmarkt steht ihnen die Verbrennung als einzig verbleibender Entsorgungsweg zur Verfügung. Dies bedeutet, dass sich den Betreibern der Verbrennungsanlagen die nachvollziehbare Gelegenheit bietet, an ihre Kunden die für die Emissionsminderung entstehenden zusätzlichen Kosten weiter zu geben und den Kunden nicht viel anderes übrig bleibt, als den neuen Preis zu akzeptieren. Die Kunden wiederum (die für die Abfallsammlung

und –entsorgung zuständigen Behörden) würden dann diese Kosten dem Abfallproduzenten (im Allgemeinen die Bevölkerung und die herstellende Industrie) auferlegen. Solch hohe Entsorgungskosten würden den Wechsel zu alternativen Abfallentsorgungswegen anregen, wie Recycling und Reduktion des Abfalls am Entstehungsort. Allerdings ist gegenwärtig das dadurch bedingte Ausmaß des Marktrückgangs für Verbrennungsanlagen gering (zumindest in Großbritannien).

Die Bedrohung durch alternative Produkte oder Dienstleistungen

Es gibt einen durch die EG Deponierichtlinie hervorgerufenen wachsenden Bedarf an alternativen Entsorgungswegen. Allerdings fördern die Mitgliedsstaaten die Entwicklung besserer Alternativen zur Verbrennung als Teil ihrer übergreifenden Abfallmanagementstrategien, wie Anlagen zur Wiederverwendung, zum Recycling und zur Rückgewinnung. Die letztgenannten Optionen werden durch den Markt und durch den Preis für die zurückgewonnenen Stoffe beeinflusst und viele Mitgliedsstaaten haben erkannt, dass wirtschaftliche Eingriffe erforderlich sind, um den Ausstieg von wenig erstrebenswerten Optionen zu fördern. Tempo und Ausmaß werden durch die jeweiligen Abfallentsorgungsstrategien der einzelnen Mitgliedsstaaten bestimmt. Kurzfristig laufen der Substitutionsrate für alle Alternativen zur Deponierung generell die fehlenden Kapazitäten zuwider sowie der Umstand, dass die Verbrennung im Vergleich zu den gegenwärtigen alternativen Behandlungsanlagen immer noch eine kostengünstigere Option darstellen dürfte. Letzten Endes kann es zur Substitution der Verbrennung kommen, wodurch die Einschränkung der wirtschaftlichen Vertretbarkeit der Minderungstechniken eintreten könnte, aber dies nähme einen größeren Zeitrahmen in Anspruch.

Bedrohung durch neue Wettbewerber

Wie bereits erwähnt, besteht gegenwärtig keine ausreichende Verbrennungskapazität, was neue Wettbewerber ermutigen sollte. Es ist nicht zu erwarten, dass neue Wettbewerber die Konkurrenzfähigkeit bestehender Betreiber beeinträchtigen können, da mit bestimmten, ortsgebundenen Anlagen langfristige Verträge bestehen dürften.

Schlussfolgerung

Die übergreifende Analyse läuft darauf hinaus, dass es möglich sein sollte, die Kosten für die Minderungstechnik relativ leicht an die Kunden weiter zu geben. In diesem Fall dürfte jede Regierung der einzelnen Mitgliedsstaaten die Auswirkungen der Kostenumlage zu prüfen haben, da die Kosten größtenteils an ihr Wirtschaftssystem als Ganzes weitergegeben werden. Der Bedarf an Verbrennungskapazität ist ziemlich preisunelastisch, gleichwohl sich das letztlich ändern könnte, da alternative Entsorgungsmöglichkeiten (Recycling etc.) wirtschaftlich werden können. Die Auswirkung dieser Änderung in der Elastizität kann auch vom Ausmaß abhängen, mit dem Betreiber von Verbrennungsanlagen die verfügbaren Alternativen als Teil ihres Firmen-Portfolios kontrollieren.

Die vorstehende Analyse lässt vermuten, dass die gegenwärtige Marktstruktur die Möglichkeit fördert, die Kosten für die Umweltschutztechniken zu tragen und deshalb die Einführung der als BVT vorgeschlagenen Techniken die Konkurrenzfähigkeit des Sektors nicht maßgeblich beeinträchtigen sollte. Langfristig kann sie abnehmen, da Alternativen zur Verbrennung auf den Markt kommen.

Belastbarkeit

Zur Bewertung der Belastbarkeit waren keine Daten verfügbar, aber es wird im Vergleich zu anderen Industriesektoren, wie der herstellenden Industrie, bei Betreibern von Verbrennungsanlagen von einer relativ hohen Gewinnspanne ausgegangen.

Schlussfolgerung

Die übergreifende Analyse der Belastbarkeit (und anderer, bereits beschriebener Faktoren) läuft darauf hinaus, dass die Kosten für die Minderungstechnik leicht an die Kunden weiter gegeben

werden können. Der Bedarf an Verbrennungskapazität ist ziemlich preisunelastisch, obwohl sich dies letztlich mit der zunehmenden Wettbewerbsfähigkeit alternativer Entsorgungsoptionen (Recycling etc.) ändern könnte. Diese Kreuzpreiselastizität kann auch vom Ausmaß abhängen, mit dem Betreiber von Verbrennungsanlagen die verfügbaren Alternativen als Teil ihres Firmen-Portfolios kontrollieren. Ein zusätzlich in Betracht zu ziehender Aspekt betrifft die Leichtigkeit, mit der diese Kosten weiter gegeben werden können und welche wirtschaftlichen Auswirkungen dies auf nationalem Niveau haben könnte.

Tempo der Umsetzung

Dieser Gesichtspunkt ist dann von höchster Bedeutung, wenn die Umsetzung der BVT großer Änderungen bei der Kapitalinvestition im ganzen Sektor bedarf oder eine Restrukturierung des Sektors erforderlich ist. Allerdings steht im Verbrennungssektor der Verbesserungsgrad der Leistungsfähigkeit weiterhin unter dem starken Einfluss der EG-Verbrennungsrichtlinien. Diese enthalten starre Zeitpläne für die Einhaltung der Anforderungen, die den vorrangigen Faktor bei der bevorstehenden Umsetzung der Umweltverbesserungen im Rahmen des IVU-Regimes sein könnten und haben in einigen Mitgliedsstaaten (z.B. in Großbritannien im Jahre 1996) zu einem historisch bedeutenden Umbau und Restrukturierung des Sektors geführt. Im gesamten Sektor sind für die Anlagen weitere Investitionen in Techniken erforderlich, um wenigstens die nach der Abfallverbrennungsrichtlinie verlangte NO_x-Reinigungsleistung zu erfüllen.

Ein anderer zu betrachtender Faktor ist die Fähigkeit der Betreiber zur Harmonisierung der Umsetzung innerhalb der Geschäftszyklen, wie z.B. geplante Abfahr- und Wartungszyklen. Dies dürfte in diesem Beispielsfall für die in Frage stehenden Techniken kein großes Problem darstellen, da vermutlich große Teile der Konstruktion ohne jegliche Störung des Normalbetriebs errichtet werden können.

Schlussfolgerung

Das Tempo der Umsetzung wird größtenteils durch die Zeitvorgaben anderer Richtlinien bestimmt.

Schlussfolgerung zur wirtschaftlichen Vertretbarkeit

Der Sektor ist dadurch gekennzeichnet, dass die Chance relativ groß ist, die Kosten für Umweltschutztechniken an die Kunden weiter zu geben, so dass weitere Investitionen keinen großen Einfluss auf die Wettbewerbsfähigkeit des Sektors haben sollten. Deshalb dürfte die Erwartung begründet sein, dass die Industrie in eine der in Variante 2 oder Variante 3 beschriebenen Technologien (d.h. in Abweichung vom Basisfall) investiert. Nichtsdestotrotz ist Variante 3 kosteneffizienter als Variante 2 (Variante 3 = 1938 EUR je Tonne reduzierten NO_x, Variante 2 = 3424 EUR je Tonne reduzierten NO_x – berechnet in Kapitel 4) Da Variante 3 aus zu vertretbaren Kosten eingeführt werden kann (für den durch sie erbrachten Umweltnutzen) wird sie deshalb als die zu bevorzugende Variante angesehen.

Diese Schlussfolgerungen hängen offensichtlich mit der erhaltenen Information zusammen und bei diesem Beispiel dürfte eine Reinigungsleistung für NO_x für die selektive nicht-katalytische Reduktion (Variante 2) in Höhe von 10 % für diese Technik nicht typisch sein. In Fällen, in denen bei Einsatz der grundsätzlich gleichen Technologie die Reinigungsleistung 30 % oder 50 % beträgt, sind ganz andere Schlussfolgerungen zu erwarten. Wie in der Einleitung zu diesem Beispiel ausgeführt, ist deshalb in diesem Dokument der Zweck des Beispiels die Darstellung und Anwendung der Methodiken hinsichtlich der ökonomischen und medienübergreifenden Effekte. Die Schlussfolgerungen aus dem Beispiel können nicht für die Ableitung dafür herangezogen werden, ob eine bestimmte Technologie allgemein BVT darstellt.