

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 201 48 309
UBA-FB 000632



**Entwicklung eines Modells zur
Berücksichtigung der Risiken durch
nicht bestimmungsgemäße
Betriebszustände von
Industrieanlagen im Rahmen von
Ökobilanzen**

(Vorstudie)

von

Dipl. Ing. Stephan Kurth

Dr. Ing. Doris Schüler

Öko-Institut, Institut für angewandte Ökologie e.V.
Freiburg, Darmstadt, Berlin

und

Dipl. Chem. Isa Renner

Prof. Dr. Walter Klöpffer

C.A.U. GmbH Gesellschaft für Consulting und Analytik im
Umweltbereich, Dreieich

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist auch als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet III 1.2
Roland Fendler

Berlin, August 2004

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 000632	2.	3.
4. Titel des Berichts Entwicklung eines Modells zur Berücksichtigung der Risiken durch nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände von Industrieanlagen im Rahmen von Ökobilanzen (Vorstudie) - Endbericht		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Klöpper, Walter; Kurth, Stephan; Renner, Isa; Schüler, Doris		8. Abschlussdatum November 2003
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Öko-Institut e.V. (Institut für angewandte Ökologie), Binzengrün 34a 79114 Freiburg C.A.U GmbH (Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich), Daimlerstraße 23, 63303 Dreieich		9. Veröffentlichungsdatum
		10. UFOPLAN-Nr. FKZ Nr. 201 48 309
		11. Seitenzahl 152 (Hauptteil), 67 (Anhang)
		12. Literaturangaben 85
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin		13. Tabellen und Diagramme 27 (Hauptteil), 44 (Anhang)
		14. Abbildungen 11 (Hauptteil), 4 (Anhang)
15. Zusätzliche Angaben Kurzfassung liegt getrennt vor.		
16. Zusammenfassung Die Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz ist von Bedeutung bei der Entscheidungsfindung zur Auswahl und Optimierung von Produkten oder Systemen, ist aber bislang noch nicht methodisch (vollständig) gelöst. Die ausgewerteten Datenbanken zu Betriebsstörungen enthalten die für die Ökobilanz erforderlichen Daten nur zum Teil und erfordern umfangreiche Anpassungen. Im Rahmen der Vorstudie wurde daher der Weg der Entwicklung einer eigenen neuen Wirkungskategorie mit einer „Risikomaßzahl“ verfolgt. Diese erweitert das Spektrum der Ökobilanz und kann Grundlage für Vergleichs- und Systemoptimierungen sein. Eine exakte quantitative Bestimmung des Risikos hat sich im hier gegebenen Zusammenhang als nicht praktikabel erwiesen. Die Eignung methodischer Ansätze verschiedener Risikomaßzahlverfahren wurde in der Vorstudie nachgewiesen. Weiterentwicklungsbedarf besteht hinsichtlich einer differenzierten und vollständigen Betrachtung der relevanten Auswirkungen von Betriebsstörungen sowie hinsichtlich der systematischen Berücksichtigung aller risikorelevanten Einflüsse, die sich sowohl aus dem Stoffinventar als auch aus der Anlagentechnik (Auslegung, Ausrüstung, Betriebsführung) ergeben. Die notwendigen methodischen Weiterentwicklungen sollten begleitend zu einer praktischen Anwendung, d.h. bei der Durchführung von Ökobilanzen, vorgenommen werden.		
17. Schlagwörter Ökobilanz, Wirkungskategorie, Betriebsstörung, Risiko, Risikoermittlung, Risikoanalyse, Gefahr, Gefahrenanalyse, Risikobewertung, Risikomaßzahl, Industrieanlage, verfahrenstechnische Anlage, Störfall		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB 000632	2.	3.
4. Report Title Development of a model considering the risks of industrial plants because of not regular operation conditions within the scope of Life Cycle Assessment (preliminary study) – final report		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Klöpffer, Walter; Kurth, Stephan; Renner, Isa; Schüler, Doris		8. Report Date November 2003
6. Performing Organisation (Name, Address) Öko-Institut e.V. (Institut für angewandte Ökologie), Binzengrün 34a 79114 Freiburg C.A.U GmbH (Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich), Daimlerstraße 23, 63303 Dreieich		9. Publication Date
		10. UFOPLAN-Nr. FKZ Nr. 201 48 309
		11. No. of Pages 152 (final report), 67 (appendix)
		12. No. of Reference 85
7. Funding Agency (Name, Address) Umweltbundesamt (Federal Environmental Agency) Postfach 33 00 22, D-14191 Berlin		13. No. of Tables, Diagrams 27 (final report), 44 (appendix)
		14. No. of Figures 11 (final report), 4 (appendix)
		15. Supplementary Notes Summary is separately available.
16. Abstract The integration of risk aspects into life cycle assessment (LCA) is important to support decisions concerning choice and optimisation of products or systems, but has not been sufficiently developed as a method so far. Evaluated data bases on incidents in process engineering facilities can only partly deliver data needed for LCA and will require substantial adjustment for this purpose. Therefore the development of a new life cycle impact category with a risk indication factor was focussed within this preliminary study. This enlarges the possibilities of LCA as a basis for comparative assertions of processes or system optimisation. Quantification in the sense of absolute risk values has turned out not to be practicable in the given context. The suitability of different methods to assess risk indication factors was proven in this preliminary study. There is a need for further development of a differentiated and complete analysis of relevant impacts of incidents in process engineering facilities as well as of a systematic consideration of all risk determining influences coming from inventory flows or system engineering and plant operation (design, equipment, operation management). These necessary methodological developments should accompany practical application, i.e. performing LCA.		
17. Keywords life cycle assessment, impact category, incident, hazardous incident, operational disturbance, risk, risk analysis, risk evaluation, hazard, hazard analysis, risk indication factor, industrial plant, process engineering facilities, accident		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

1	Aufgabenstellung und Ziel des Vorhabens	1
1.1	Zielsetzung	1
1.2	Vorgehensweise	3
2	Übersicht über die Methodik der Ökobilanz	4
2.1	Allgemeine Struktur der Ökobilanz	4
2.2	Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	5
2.3	Sachbilanz.....	5
2.4	Wirkungsabschätzung	6
2.5	Auswertung	8
2.6	Kritische Prüfung	8
3	Bestandsaufnahme – Auswertung erstellter Stoffinventare und Ökobilanzen	10
3.1	Vorgehensweise	10
3.2	Ergebnis der Bestandsaufnahme	11
3.2.1	Begründungen für den Ausschluss von Risikobetrachtungen im Rahmen vom Ökobilanzen	13
3.2.2	Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs auf der Sachbilanzebene	14
3.2.2.1	Diffuse Emissionen, An- und Abfahrzustände, Wartung und Reparatur .	14
3.2.2.2	Betriebsstörungen und Transportunfälle	15
3.2.3	Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs auf der Wirkungsabschätzungsebene	15
3.2.4	Berücksichtigung von Risikoaspekten außerhalb der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung	15
3.2.5	Berücksichtigung von Arbeitsunfällen und Berufskrankheiten	17
3.3	Identifikation der Hauptprobleme und weiteres Vorgehen	17
4	Bestandsaufnahme – Auswertung von Datenbanken zu Betriebsstörungen.....	20
4.1	Ausgewählte Datenbanken	22
4.2	Ergebnis der Bestandsaufnahme	23
4.2.1	Ergebnisse zu den einzelnen Datenbanken	23
4.2.2	Probleme bei der Auswertung und Bewertung	25
4.3	Empfehlungen zur Modifikation der bestehenden Störfalldatenbanken mit dem Ziel einer Verwendung der Daten im Rahmen der Ökobilanz.....	26

5	Methodische Überlegungen zur Berücksichtigung von störungsbedingten verfahrenstechnischen Risiken in Ökobilanzen.....	29
5.1	Überblick.....	29
5.2	Schutzgüter und Technosphäre	29
5.2.1	Ausgangspunkt Schutzgüter	29
5.2.2	Zum Konzept der Technosphäre.....	30
5.3	Eignung der vorhandenen Wirkungskategorien für Betriebsstörungen.....	32
5.3.1	Ressourcenverbrauch (A)	32
5.3.1.1	Abiotische Ressourcen	32
5.3.1.2	Biotische Ressourcen.....	33
5.3.1.3	Naturraumbeanspruchung.....	34
5.3.2	Wirkungen durch chemische Emissionen (B).....	35
5.3.2.1	Klimaänderung	35
5.3.2.2	Stratosphärischer Ozonabbau	36
5.3.2.3	Bildung von Photooxidantien.....	37
5.3.2.4	Versauerung	38
5.3.2.5	Eutrophierung (aquatisch und terrestrisch).....	39
5.3.2.6	Humantoxizität	40
5.3.2.7	Ökotoxizität.....	41
5.3.2.8	Geruch.....	43
5.3.3	Wirkungen durch physikalische Emissionen (C).....	43
5.3.3.1	Lärm	43
5.3.3.2	Ionisierende Strahlung	44
5.3.3.3	Abwärme.....	44
5.3.4	Wirkungen durch biologische Emissionen (D)	45
5.3.4.1	Vorbemerkung	45
5.3.4.2	Ökosystemare Wirkungen	45
5.3.4.3	Humantoxische Wirkungen	46
5.3.5	Weitere Kategorien (E)	47
5.3.5.1	Unfälle.....	47
5.3.5.2	Gesundheitsschädigung am Arbeitsplatz.....	47
5.3.5.3	Austrocknung.....	48
5.3.5.4	Landschaftszerstörung.....	48
5.4	Auswertung	49
6	Auswertung bestehender Risikoermittlungsverfahren.....	53
6.1	Einleitung	53
6.2	Grundlagen	53
6.3	Kriterien zur Bewertung der Risikoermittlungsverfahren.....	56
6.4	Kurzbeschreibung und erste Bewertung der Risikoermittlungsverfahren	58
6.4.1	HAZOP- und PAAG-Verfahren.....	58
6.4.2	Fehler-Möglichkeiten und Einflussanalyse	61
6.4.3	Fehlerbaumanalyse.....	64
6.4.4	Ereignisablaufanalyse	68
6.4.5	Ausfalleffektanalyse (Cause-Consequence-Analyse)	68

6.4.6	Risikomatrix-Verfahren	69
6.4.6.1	Zürich-Gefahrenanalyse.....	69
6.4.6.2	Risikobewertung im Kanton Zürich	72
6.4.6.3	Beurteilung von Umweltrisiken (nach G. Urlaub).....	75
6.4.7	Index-Methoden (Dow Fire & Explosion Index, MOND-Index)	82
6.4.8	Z-Faktor-Methode	88
6.4.9	DIN 19250 – Sicherheitsbetrachtungen für MSR-Schutz- einrichtungen	90
6.4.10	Entwicklung einer Risikomaßzahl für Risiken durch gentechnisch veränderte Pflanzen	94
6.4.11	Indikator „Consumption of Toxic Chemicals“ TX3	96
6.4.12	Ökoeffizienzanalyse der BASF	97
6.4.13	Risikopotentialanalyse nach euroMat.....	100
6.5	Zusammenfassung.....	110
7	Weiterführende Bewertung der Risikoermittlungsverfahren vor dem Hintergrund von Praxisbeispielen	112
7.1	Auswahl und Darstellung der Praxisbeispiele.....	112
7.1.1	Auswahl der Praxisbeispiele.....	112
7.1.2	Darstellung der Praxisbeispiele.....	113
7.1.2.1	Phosgenisierungsverfahren	113
7.1.2.2	Schmelzeumesterungsverfahren (phosgenfrei).....	116
7.2	Anwendbarkeit der Risikoermittlungsverfahren auf die Praxisbeispiele	118
7.2.1	Risikopotentiale	118
7.2.2	Risiko-Screening.....	120
7.2.3	Risikoermittlung	129
7.2.3.1	Indikator TX3	129
7.2.3.2	EuroMat.....	131
7.3	Anwendbarkeit von lokalen Unterkategorien und deren Aggregation mit globalen Wirkungskategorien auf die Praxisbeispiele	134
7.4	Schlussfolgerung.....	134
8	Bedarf an methodischen Weiterentwicklungen	139
8.1	Weiterentwicklung der Risikoermittlungsverfahren zur Ermittlung einer Risikomaßzahl	139
8.2	Weiterentwicklungen euroMat.....	143
8.3	Weiterentwicklung von lokalen Unterkategorien und Aggregationsmöglichkeiten mit globalen Wirkungskategorien....	143
8.4	Schlussfolgerung.....	144
9	Schlussfolgerungen und Ausblick.....	146
10	Literatur	148

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1	Schema zur grundlegenden Vorgehensweise beim Einbau von Risikoaspekten in die Ökobilanz	19
Abbildung 6.1	Aufstellen eines Fehlerbaumes [28]	66
Abbildung 6.2:	Ablaufschema zur Beurteilung von Umweltrisiken nach G. Urlaub [28]	81
Abbildung 6.3	Ermittlung der Indizes (DOW F&E Index) [28]	86
Abbildung 6.4	Risikograph und Anforderungsklassen in Anlehnung an DIN V 19250	93
Abbildung 6.5	Betrachtete Umweltwirkungen im Ökoeffizienztool der BASF [11]	98
Abbildung 6.6.	Ablaufschema der 5. Iteration nach (TU Berlin 2002)	109
Abbildung 7.1	Schema Polycarbonat-Herstellung (Phosgenisierungsverfahren)	115
Abbildung 7.2	Schema der Polycarbonat-Herstellung (Schmelzeumesterungsverfahren)	117
Abbildung 7.3	Risikograph (DIN V 19250) der Alternativverfahren - Toxizität	127
Abbildung 7.4	Risikograph (DIN V 19250) der Alternativverfahren – Brand/Explosion	128

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1	Betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	11
Tabelle 3.2	Übersicht über die Ergebnisse der Literatursauswertung für Sachbilanzen.....	12
Tabelle 3.3	Übersicht über die Ergebnisse der Literatursauswertung für Wirkungsabschätzungen	13
Tabelle 4.1:	Übersicht über Betriebszustände und die Möglichkeiten ihrer Berücksichtigung in Ökobilanzen – Verfahrenstechnische Anlagen.....	21
Tabelle 4.2:	Übersicht über Betriebszustände und die Möglichkeiten ihrer Berücksichtigung in Ökobilanzen – Transport	22
Tabelle 4.3	Für die Auswertung berücksichtigte Datenquellen zu Betriebsstörungen	23
Tabelle 4.4	Verfügbarkeit von Daten zu Betriebsstörungen für die Ökobilanz in bestehenden Datenbanken	28
Tabelle 5.1	Analyse der Wirkungskategorien in Hinblick auf Betriebsstörungen	50
Tabelle 6.1	Wertezuordnung für „Auftreten“, „Bedeutung“ und „Entdeckung“ in der FMEA.....	62
Tabelle 6.2	ZHA-Risikoprofil (Beispiel).....	71
Tabelle 6.3	Zuordnung Schadensausmaß und Störfallwert [28].....	73
Tabelle 6.4	Risikoparameter n. DIN V 19250.....	92
Tabelle 6.5	Risikokategorien für Risiken durch gentechnisch veränderte Pflanzen, nach [66] erweitert und angepasst (Teil 1)	95
Tabelle 6.6	Systemgrenzen hinsichtlich der Prozesse.....	101
Tabelle 6.7	Risikobeitrag Brand und Explosion (RBE) in 1. bis 5. Iteration..	105
Tabelle 6.8	Risikobeitrag Toxizität	106
Tabelle 6.9	Überblick über die Bewertung der grundsätzlichen Eignung der Risikoermittlungsverfahren	111
Tabelle 7.1	Einsatzstoffe - Risikopotentiale der Alternativverfahren	119
Tabelle 7.2	Energie - Risikopotentiale der Alternativverfahren.....	120
Tabelle 7.3	Wertezuordnung FMEA.....	122
Tabelle 7.4	Ermittlung der Risikoprioritätszahlen.....	125
Tabelle 7.5	Zuordnung <i>Toxic Potency</i>.....	130
Tabelle 7.6	Zuordnung <i>Release Potential</i>.....	130
Tabelle 7.7	Zuordnung <i>Signifikanzfaktor</i>	130
Tabelle 7.8	Praxisbeispiele – Parameter für die Bildung des Indikators TX3131	
Tabelle 7.9	Programmablaufplan 4. Iterationsschritt	133
Tabelle 7.10	Prozesskettenrisiken der Beispielberechnung.....	134

1 Aufgabenstellung und Ziel des Vorhabens

1.1 Zielsetzung

Ökobilanzen haben insbesondere als Instrument zur Entscheidungsfindung bei der Auswahl und Optimierung von Produkten oder Systemen eine hohe Bedeutung erlangt. Hierzu beigetragen hat die inzwischen abgeschlossene Normung von Ökobilanzen, insbesondere durch DIN EN ISO 14040 ff.

Ein bislang noch nicht gelöstes Problem ist die Berücksichtigung

- a) der tatsächlichen Stoffflüsse und Effekte durch nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände und
- b) der Risiken von Betriebsstörungen von verfahrenstechnischen Anlagen.

Hierbei werden als nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände alle Betriebszustände verstanden, die nicht zum bestimmungsgemäßen Betrieb gehören (vgl. Begriffsdefinition im Anhang A). Hierzu gehören Betriebsstörungen, jedoch nicht Vorgänge wie Inbetriebnahme, An- und Abfahrbetrieb, Probetrieb, Wartungs-, Inspektions-, Instandhaltungs- und Reinigungsarbeiten sowie Stillstand. Als Betriebsstörung ist jede sicherheitstechnisch bedeutsame Abweichung vom bestimmungsgemäßen Betrieb zu verstehen (vgl. Begriffsdefinition im Anhang A).

Es gibt Verfahren und damit hergestellte Produkte, bei denen derartige Stoffflüsse, Effekte und Risiken offenkundig sind oder vermutet werden, so dass es in dieser Hinsicht Überlegungen zur Erweiterung der Methodik der Ökobilanz bedarf. Als Beispiel wäre der Vergleich von Wasserstoff und Biodiesel zur Verwendung als Treibstoff in Kraftfahrzeugen zu nennen, bei dem für einen großen Bereich des Lebenszyklus (Herstellung, Lagerung, Transport, Nutzung) signifikante Unterschiede im Risikopotential zu erwarten sind.

Ergänzungen hinsichtlich der Stoffflüsse und Effekte sowie Risiken von Betriebsstörungen sind

für a) zumindest im Bereich der Stoffinventare (d.h. bei der Sachbilanz einer Ökobilanz) nötig und

für b) bei der gesamten Methodik der Ökobilanzen erforderlich.

Bezüglich der Risiken von Betriebsstörungen ist eine neue Wirkungskategorie erforderlich, wenn sich die Integration in vorhandene Wirkungskategorien als nicht sinnvoller Weg erweist. Die ermittelten „Risikomaßzahlen“ sollen als zusätzliche Information ohne weitere Aggregation in die Bilanz aufgenommen werden. Von SETAC wurde bereits die Wirkungskategorie „Casualities“ vorgeschlagen, ohne dass diese weiter konkretisiert und von DIN/Nagus übernommen wurde.

In diesem Vorhaben soll geklärt werden, ob die vorgeschlagene (aber noch nicht ausgearbeitete) Wirkungskategorie „Casualities“ im Rahmen von Ökobilanzen sinnvoll operationalisiert werden kann, damit dem Ersteller von Ökobilanzen ein erweitertes Spektrum von Wirkungen für die Ökobilanz zur Verfügung gestellt werden kann.

Die Untersuchungen sind auf den Umfang einer Vorstudie begrenzt, in der zunächst methodische Ansätze verglichen und bewertet und auf dieser Grundlage Perspektiven für mögliche Weiterentwicklungen aufgezeigt werden. Die vollständige Neu- bzw. Weiterentwicklung einer Methode im Detail kann im vorgegebenen Rahmen jedoch nicht erfolgen. Dazu gehört auch, dass die vorgeschlagene neue Wirkungskategorie bei der weiteren Ausarbeitung exakt beschrieben werden muss, um eine zutreffende Anwendung der Methode und Interpretation der Ergebnisse zu ermöglichen.

Mit der hier vorgeschlagenen Erweiterung der Ökobilanz wird zum Teil methodisches Neuland betreten. Die Relevanz der Einbeziehung zusätzlicher Aspekte in die Ökobilanz kann zunächst nur vermutet, aber erst bei einer systematischen Umsetzung nachgewiesen werden. Die exemplarische Untersuchung von Praxisbeispielen kann nur einen Hinweis auf die Machbarkeit der methodischen Ansätze liefern. Es sollen Betriebsstörungen von Industrieanlagen im Vordergrund stehen, wobei sowohl Störfälle im Sinne der Störfallverordnung als auch Betriebsstörungen unterhalb der Störfallschwelle betrachtet werden. Beide Arten von Abweichungen vom bestimmungsgemäßen Betrieb können zu Umweltbeeinträchtigungen, z.B. durch die Freisetzung von wassergefährdenden Stoffen, und zur Beeinträchtigung von Leben und menschlicher Gesundheit führen. Es ist daher sinnvoll, die Einbeziehung solcher Ereignisse in die Ökobilanz zu prüfen, damit Verfahren, die mehr als andere dazu neigen, in der Ökobilanz erkennbar schlechter abzuschneiden, identifiziert werden können. Dasselbe gilt für die Produkte, die mit den mehr oder minder störanfälligen und risikoreichen Verfahren hergestellt werden, weil die Produktion einen wichtigen Schritt im Lebensweg eines Produktes darstellt.

Die im Vorhaben verfolgte Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz erfolgt nicht mit dem Ziel, Schlussfolgerungen zur Verbesserung der Anlagensicherheit abzuleiten und Risiken einzelner Anlagen zu reduzieren oder zu bewerten. Vielmehr soll herausgearbeitet werden, welche Ansätze aus Risikoermittlungsverfahren (auch) zur Entscheidungsfindung bei der Auswahl und Optimierung von Produkten oder Systemen beitragen können. Die Berücksichtigung von Risiken durch Betriebsstörungen kann hilfreich sein, die mit Produktsystemen verbundenen Risiken zu reduzieren.

Ökobilanzen beziehen sich auf den gesamten Lebensweg eines Produktes. Die vorliegende Vorstudie ist auf Betriebsstörungen in Industrieanlagen, also auf die Produktionsphase, ausgerichtet. Darüber hinaus können weitere Phasen des Lebensweges eines Produktes auch unter Risikoaspekten relevant sein (z.B. Risiken beim Gebrauch des Produktes). Die Einbeziehung von Risiken weiterer Lebensphasen bzw. des gesamten Lebensweges erfordert zusätzliche methodische Ansätze, die in einem nachfolgenden Schritt zu untersuchen wären.

1.2 Vorgehensweise

Folgende Arbeitsschritte werden im Rahmen der Studie durchgeführt:

Zu Beginn wird eine Übersicht über die Methodik der Ökobilanz gegeben (Kapitel 2).

Es werden 24 Stoffinventare, Ökobilanzen und Literaturstellen daraufhin überprüft, inwieweit nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände und Risiken in Sachbilanzen und/oder Wirkungsabschätzungen berücksichtigt wurden (Kapitel 3).

Sechs Datenbanken zu Betriebsstörungen werden untersucht, um zu überprüfen, inwieweit sie geeignet sind, einen Beitrag zur Integration von Betriebsstörungen in die Ökobilanz zu leisten (Kapitel 4).

Der dritte Arbeitsschritt befasst sich mit methodischen Überlegungen zum Einbau von Betriebsstörungen in die Ökobilanz. Es wird insbesondere untersucht, welche vorhandenen Wirkungskategorien genutzt werden können und welche neuen Wirkungskategorien gegebenenfalls eingeführt werden sollten (Kapitel 5).

Etablierte Verfahren zur Ermittlung von störungsbedingten Risiken verfahrenstechnischer Anlagen werden ausgewertet. Es wird ein Überblick über bestehende Verfahren gegeben, und deren Eignung für die Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz überprüft (Kapitel 6).

Eine weiterführende Bewertung der Risikoermittlungsverfahren erfolgt vor dem Hintergrund von Praxisbeispielen. Dazu werden beispielhaft Risikoaspekte eines ausgewählten verfahrenstechnischen Prozesses (2 Alternativverfahren) mit den nach der vorhergehenden Auswertung für diese Aufgabenstellung geeigneten Risikoermittlungsverfahren untersucht, um die prinzipielle Anwendbarkeit der Verfahren im Rahmen der Ökobilanzierung zu prüfen (Kapitel 7).

Die Notwendigkeit einer Weiterentwicklung der zuvor ausgewählten Risikoermittlungsverfahren für den Einsatz im Rahmen der Ökobilanz wird diskutiert. Es werden Empfehlungen für Möglichkeiten zum weiteren Vorgehen gegeben (Kapitel 8).

Die wesentlichen Schlussfolgerungen der Untersuchung und ein Ausblick auf mögliche Weiterentwicklungen werden abschließend zusammengefasst (Kapitel 9).

2 Übersicht über die Methodik der Ökobilanz

2.1 Allgemeine Struktur der Ökobilanz

Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) ist ein Instrument zur (vorwiegend) vergleichenden Analyse von Produkten, Verfahren und Dienstleistungen in Hinblick auf die mit diesen in der allgemeinsten Formulierung „menschlichen Aktivitäten“ [65] verbundenen Umweltbelastungen. Die Analyse wird „von der Wiege bis zur Bahre“ geführt, das heißt von der Rohstoffgewinnung bis zur Abfallentsorgung. Das bedeutet, dass nicht die Produkte selbst, sondern die Produktsysteme untersucht werden. Es ist dieser Systemaspekt, der die Ökobilanz von den meisten anderen Bewertungsverfahren unterscheidet und auch die Verschiebung von Belastungen von einem Umweltmedium ins andere, von einer Lebenswegstufe in die andere (die sog. „trade-offs“) zu erkennen gestattet.

Als Vergleichsmaßstab für die untersuchten Systeme dient die „funktionelle Einheit“ (fE), die ein Maß für den Nutzen eines Systems darstellt. Wenn z.B. ein Verfahren den Nutzen hat, einen Stoff herzustellen, so kann ein zweites Verfahren damit verglichen werden, wobei in diesem einfachen Fall die funktionelle Einheit auf eine Massen-, Volumen- oder Energieeinheit des Stoffes bezogen werden kann. Die funktionelle Einheit wäre also z.B. ein Kilogramm oder eine Tonne des Stoffes. Im allgemeineren Fall muss jedoch der Nutzen der verglichenen Systeme sehr sorgfältig geprüft werden und ggf. auftretende Nebennutzen müssen (z.B. durch Gutschriften oder Systemerweiterung) in die Analyse mit aufgenommen werden.

Die Ökobilanz ist das einzige international genormte (Umwelt-)Bewertungsinstrument (ISO 14040ff [41, 42, 43, 44]). Sie besteht nach der Rahmennorm, Abschnitt 5 [41], aus folgenden Komponenten:

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- Sachbilanz,
- Wirkungsabschätzung,
- Auswertung.

Von der in diesem Forschungsvorhaben angesprochenen Problematik ist vor allem die Komponente „Wirkungsabschätzung“ betroffen, indirekt jedoch auch die „Sachbilanz“, weil in dieser Komponente die nötigen Daten für die Störfälle etc. erhoben und die Berechnung der Massen- und Energieflüsse eingebaut werden müssen. Es muss jedoch von Beginn an die Machbarkeit der Sachbilanz, also die jetzige oder zukünftige Verfügbarkeit zweckmäßiger Daten im Auge behalten werden. Dabei ist zu beachten, dass die Ökobilanz, um den Anspruch zu erfüllen, den gesamten Lebensweg abzubilden, Informationen über große Gebiete benötigt, die fast immer Ländergrenzen überschreiten und, zumindest was die Rohstoffgewinnung betrifft, weltweite Verteilung haben.

2.2 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Diese Komponente ist u.a. deshalb so wichtig, weil die Normen der 14040-Reihe in vielen Punkten prinzipielle Anforderungen und keine konkreten Handlungsanweisungen beinhalten, was bei einer entwicklungsbegleitenden Normung auch sinnvoll ist und besonders bei der Wirkungsabschätzung, beim gegenwärtigen Entwicklungsstand der Methode auch gar nicht anders sein kann. Aber auch bei der Sachbilanz gilt es Details der Durchführung zu regeln, z.B. bei der Allokation von Koppelprodukten, die von der Norm offengehalten wurden (prinzipiell wird die Vermeidung der Allokation durch Systemerweiterung oder Modulverkleinerung der Vorrang gegeben). Neben der eigentlichen Zieldefinition für eine spezielle Ökobilanz sollen hier festgelegt werden:

- Systemgrenzen (technisch, räumlich und zeitlich)
- Funktionelle Einheit (Bezugseinheit im Systemvergleich)
- Regeln und Annahmen (Abschneide- und Allokationsregeln)
- Datenbeschaffung
- Art der Wirkungsabschätzung und Bewertung
- Zielgruppe(n) (intern, Marketing, Öffentlichkeit, Politik...)
- „Kritische Prüfung“ durch Sachverständige

Die Zieldefinition kann im Laufe einer Studie auch modifiziert werden, die Änderungen sollen aber schriftlich festgehalten werden.

2.3 Sachbilanz

In der Sachbilanz werden anhand des „Produktbaums“ (Flussschema), der aus sog. Modulen aufgebaut ist, alle Inputs und Outputs zunächst nach ihren Massen und Energiewerten erfasst und auf die funktionelle Einheit bezogen. Ein Modul ist die kleinste Einheit, für die Input- und Outputdaten verfügbar sind. Bei der Erstellung des Produktbaums wird prinzipiell der gesamte Lebensweg erfasst, kleinere Nebenzweige ohne signifikanten Einfluss auf das Ergebnis können allerdings abgeschnitten werden. Folgende Daten müssen erhoben werden:

Input

- Roh- und Hilfsstoffe
- Energie (aufgeschlüsselt nach Energiearten und -trägern)
- Wasser (Art der Nutzung)
- Flächennutzung (Art der Fläche, Zeit der Nutzung)

Output

- Produkte (z.B. Zwischenprodukte, Koppelprodukte)
- Abfälle (zur Verwertung und zur Beseitigung)
- Emissionen in Luft, Wasser und Boden
- Energie

Die nötigen Daten werden entweder direkt erhoben oder es werden generische Daten verwendet. Direkt erhobene Daten liegen meist für die Produktion des Endprodukts und die Vorprodukte vor, sowie für die Entsorgung oder das Recycling. Generische Daten werden meist für die Energiebereitstellung, für die Transporte, für häufig vorkommende Rohstoffe und Materialien (z.B. Metalle, Kunststoffe, Beton usw.) sowie für Standardentsorgungsprozesse eingesetzt. Die generischen Daten sind meistens Mittelwerte für einen bestimmten Wirtschaftsraum oder repräsentative Einzelwerte, die aus den bekannten Datensammlungen entnommen werden.

Mit den erhobenen Input- und Outputdaten der Module im Produktlebensweg werden unter Einbeziehung von Vorketten (z.B. Energiebereitstellung) und nachgelagerten Modulen (z.B. Entsorgung von Abfällen) die Entnahmen aus der Umwelt (Ressourcen, Flächennutzung) und Abgaben an die Umwelt (Emissionen in Luft, Wasser und Boden) für das bilanzierte System berechnet.

2.4 Wirkungsabschätzung

In der Komponente Wirkungsabschätzung [43] werden die in Sachbilanz erhobenen und auf die funktionelle Einheit bezogenen Massen- und Energieströme, Ressourcenverbräuche und sonstige Parameter (z.B. die Landnutzung) auf potentielle Wirkungen in der Umwelt und auf Leben und menschliche Gesundheit umgerechnet und aggregiert. Dazu dienen die Wirkungskategorien, die mit geeigneten Indikatoren quantifiziert werden, was im günstigsten Fall die Aggregation erlaubt.

ISO 14042 [43] schreibt keine Liste von Wirkungskategorien vor. Die häufig gebrauchte Kategorienliste nach SETAC-Europe [82; 81] beinhaltet die folgenden Punkte, welche den Großteil der jetzt diskutierten Umweltproblemfelder abdeckt:

A Inputbezogene Kategorien

- Abiotische Ressourcen (mit Spezialfall Wasser)
- Biotische Ressourcen
- Land(-nutzung)/Naturraumbeanspruchung

B Outputbezogene Kategorien

- Klimaveränderung
- Stratosphärischer Ozonabbau

- Humantoxikologische Wirkungen
- Ökotoxikologische Wirkungen
- Bildung von Photo-Oxidantien/Sommersmog
- Versauerung
- Eutrophierung (einschließlich BSB und Wärme)
- (Geruch)
- (Lärm)
- (ionisierende Strahlung)

Um die quantitativen Daten der Sachbilanz in Wirkungsindikatorergebnisse zu überführen, sind folgende obligaten Schritte nötig:

- Auswahl der Wirkungskategorien
- Klassifizierung
- Charakterisierung

Die Klassifizierung ist die Zuordnung der Input- und Outputdaten der Sachbilanz zu den einzelnen Kategorien, z. B. CO₂, CH₄, N₂O zur Kategorie „Klimaänderung“, Indikator: „Treibhauseffekt“, die Säuren und säurebildenden Gase (z. B. NO_x NH₃, SO₂) zur Kategorie „Versauerung“, die smogbildenden Kohlenwasserstoffe (VOC) zur „Bildung von Photo-Oxidantien“ usw. Zu jeder Wirkungskategorie gehört ein Wirkungsindikator, z.B. die Freisetzung von Protonen (H⁺_{aq}) für die Kategorie „Versauerung“, von dem sich die Charakterisierungsfaktoren zur Umwandlung der Sachbilanzergebnisse in Wirkungsindikatorergebnisse ableitet.

Die Charakterisierung ist der wichtigste Schritt, in dem die klassifizierten Daten in Wirkungsindikatorergebnisse umgerechnet und aggregiert werden. Indikatoren sind quantifizierbare Modelle, die es gestatten, die aus der Sachbilanz übernommenen Zahlenwerte so zu transformieren, dass ein aggregierbares Resultat erzielt wird. Die Wirkungskategorie „Klimaänderung“ hat z.B. den Indikator Treibhauseffekt („radiativ forcing“), der durch das „Global Warming Potential“ (GWP) der einzelnen Treibhausgase quantifiziert wird. Die Einzelbeiträge sind durch die Einheit „kg CO₂-Äquivalente“ zu einem Gesamt-GWP pro funktionelle Einheit zu aggregieren. Nach diesem Muster sind die meisten Indikatoren der anerkannten Wirkungskategorien definiert, ein Verfahren, das auch durch die Norm ISO 14042 [43] empfohlen wird.

Bei der Entwicklung eines Indikatormodells muss entschieden werden, ob der Indikator nahe an den primären Effekten (wie beim GWP) oder nahe an den sog. Endpunkten, den Schutzgütern (areas of protection oder safeguard subjects [82]) angesiedelt wird.

Optionale Elemente der Wirkungsabschätzung sind :

- Normierung (Berechnung des Verhältnisses der Wirkungsindikatorergebnisse zu einem oder mehreren Referenzwerten).
- Ordnung (Einordnung und eventuelle Rangbildung der Wirkungskategorien).
- Gewichtung (Umwandlung und eventuelle Zusammenfassung der Indikatorergebnisse über Wirkungskategorien hinweg unter Verwendung numerischer Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen). Eine solche Gewichtung ist nach ISO 14042 [43] nicht zulässig für vergleichende Ökobilanzen, die veröffentlicht werden.

2.5 Auswertung

Die letzte Phase der Ökobilanz zielt auf eine gründliche Überprüfung aller Resultate - nicht nur der Wirkungsabschätzung - teilweise mit mathematischen Hilfsmitteln und verbindet die Ökobilanz mit den Anwendungen. Die Auswertung umfasst folgende Bestandteile:

- Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungs-Phasen der Ökobilanz
- Beurteilung, die die Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen berücksichtigt
- Schlussfolgerungen, Empfehlungen und der Bericht der signifikanten Parameter.

Zu den Grundsätzen der Auswertung gehört die Anwendung eines iterativen Verfahrens, sowohl in der Auswertungsphase als auch in den anderen Phasen einer Ökobilanz.

2.6 Kritische Prüfung

Die kritische Prüfung durch einen oder mehrere unabhängige Sachverständige kann zum besseren Verständnis beitragen und die Glaubwürdigkeit von Ökobilanz-Studien erhöhen. Sie soll sicherstellen, dass (Zitat nach ISO 14040 [41])

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit der internationalen Norm übereinstimmen,
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet sind und dem Stand der Ökobilanz-Technik entsprechen,
- die verwendeten Daten in bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind,
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen,
- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Bei einer Ökobilanz, deren Ergebnisse zur Begründung vergleichender Aussagen herangezogen werden und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, muss eine kritische Prüfung nach Abschnitt 7.3.3 (Panelverfahren) vorgenommen werden [41]. Ansonsten ist die kritische Prüfung optional.

3 Bestandsaufnahme – Auswertung erstellter Stoffinventare und Ökobilanzen

3.1 Vorgehensweise

In diesem Arbeitsschritt wird eine Auswahl von Stoffinventaren und Ökobilanzen, Methoden zur Bewertung derselben und methodischen Ansätzen hinsichtlich der Berücksichtigung von Daten über Betriebszustände außerhalb des Normalbetriebs und Risiken von Betriebsstörungen ausgewertet.

Diejenigen Studien, welche nennenswerte Beiträge zum Thema enthalten, werden analysiert und die Ergebnisse dokumentiert. Zur detaillierten Auswertung wird ein Kriterienraster angewandt, dass eine vergleichende Übersicht ermöglicht. Die Ergebnisse werden zur Verbesserung der Übersichtlichkeit in Form einer Tabelle und eines Erläuterungstextes dargestellt.

Ergänzt wird diese Bestandsaufnahme durch eine Zusammenstellung der Begründungen, mit denen in Ökobilanzen Stoffflüsse und Effekte außerhalb des geplanten Produktionsbetriebs und störungsbedingte Risiken ausgeschlossen wurden bzw. welche Ansatzpunkte in den wenigen Sachbilanz-Inventaren im Hinblick auf einen systematischen Einbezug gegeben sind.

In der Auswertung der Öko-Bilanzen wird zwischen Sachbilanz und Methodik einerseits und durchgeführter Bilanz und beschreibendem Text andererseits unterschieden.

Zunächst wird untersucht, ob in die Sachbilanz Daten zu Auswirkungen außerhalb des „Optimalbetriebes“ eingegangen sind. Danach wird betrachtet, ob Informationen zu derartigen Auswirkungen in den erläuterten Texten enthalten sind.

Weiter wird geprüft, ob in der Methodik der Öko-Bilanzen Verfahren eingesetzt wurden, um störungsbedingte Auswirkungen zu berücksichtigen. Schließlich wird geprüft, ob in den erläuterten Texten derartige Methoden angesprochen oder diskutiert wurden.

Die Ergebnisse zu den einzelnen Inventaren, Bilanzen und Literaturstellen werden jeweils im Anhang B in einem Unterkapitel dargestellt und tabellarisch zusammengefasst. Den Tabellenaufbau zeigt auch folgende Tabelle 3.1.

Die zentralen Ergebnisse der Bestandsaufnahme werden in den nächsten Unterkapiteln dargestellt und zusammengefasst.

Tabelle 3.1 Betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen		
An- und Abfahrzustände		
Wartung und Reparatur		
Abweichungen vom Normalbetrieb		
Betriebsstörungen von Anlagen		
Transportunfälle		
Arbeitsunfälle		
Berufskrankheiten		
„Unfälle beim Verbraucher“		
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen		
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen		
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken		
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken		

3.2 Ergebnis der Bestandsaufnahme

Im Rahmen dieser Auswertung wurden 25 Stoffinventare, Ökobilanzen und Literaturstellen daraufhin überprüft, inwieweit nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände und Risiken in Sachbilanzen und/oder Wirkungsabschätzungen berücksichtigt wurden. Einen ersten Überblick über die ausgewerteten Quellen geben Tabelle 3.2 für die Sachbilanzen und Tabelle 3.3 für die Wirkungsabschätzungsmethoden. Die Tabellen zeigen, inwieweit in der untersuchten Literatur nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände und andere Abweichungen vom Normalbetrieb, wie An- und Abfahrzustände und Wartungs- und Reparaturarbeiten, quantitativ in der Ökobilanzierung berücksichtigt wurden (mittlere Tabellenspalten) und inwieweit nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände textlich erwähnt bzw. diskutiert wurden (rechte Tabellenspalten). Auch die Berücksichtigung von diffusen Emissionen, die sowohl im nicht bestimmungsgemäßen als auch im bestimmungsgemäßen Betrieb anfallen können, wurde untersucht.

Tabelle 3.2 Übersicht über die Ergebnisse der Literaturswertung für Sachbilanzen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Quantitative Berücksichtigung in der Bilanz	Qualitative Berücksichtigung im Text
Diffuse Emissionen	Ökoinventare Energiesysteme Ökoinventare Energiesysteme Gemis Ökobilanzierung von Verkehrssystemen Öko-Bilanz Getränkeverpackungen II Öko-Bilanz graphische Papiere Lebenszyklusanalyse Gentechnik	ESU ETH 1996 Gemis Öko-Bilanz Rapsöl Ökobilanzierung von Verkehrssystemen Konversion der Chlorchemie Öko-Bilanz Getränkeverpackungen II Öko-Bilanz graphische Papiere Lebenszyklusanalyse Gentechnik
An- und Abfahrzustände	Öko-Bilanz Rapsöl Ökobilanzierung von Verkehrssystemen	Öko-Bilanz Rapsöl Ökobilanzierung von Verkehrssystemen Konversion der Chlorchemie
Wartung und Reparatur	Ökoinventare Energiesysteme Lebenszyklusanalyse Gentechnik	Ökoinventare Energiesysteme Lebenszyklusanalyse Gentechnik
Abweichungen vom Normalbetrieb	Ökoinventare Energiesysteme ESU ETH 1996b	Ökoinventare Energiesysteme ESU ETH 1996b Öko-Bilanz Rapsöl Produktlinienanalyse Waschen & Waschmittel Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft Konversion der Chlorchemie
Betriebsstörungen von Anlagen	Ökoinventare Energiesysteme Gemis Ökoeffizienz-Analyse	Ökoinventare Energiesysteme Gemis Produktlinienanalyse Waschen & Waschmittel Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft Ökoeffizienz-Analyse
Transportunfälle	Ökoinventare Energiesysteme Ökoeffizienz-Analyse	Ökoinventare Energiesysteme Öko-Bilanz Rapsöl Ökoeffizienz-Analyse Konversion der Chlorchemie
Arbeitsunfälle	EuroMat Ökoeffizienz-Analyse	Produktlinienanalyse Waschen & Waschmittel EuroMat Ökoeffizienz-Analyse
Berufskrankheiten	EuroMat Ökoeffizienz-Analyse	Produktlinienanalyse Waschen & Waschmittel EuroMat Ökoeffizienz-Analyse
„Unfälle beim Verbraucher“	EuroMat Ökoeffizienz-Analyse	EuroMat Ökoeffizienz-Analyse

Tabelle 3.3 Übersicht über die Ergebnisse der Literatursauswertung für Wirkungsabschätzungen

Methodik enthält:	Quantitative Berücksichtigung in der Bilanz	Qualitative Berücksichtigung im Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	in der Ökoeffizienz-Analyse möglich	Ökoeffizienz-Analyse
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	CML 92 Hausschild & Wenzel 1998 EuroMat Ökoeffizienz-Analyse	CML 92; WIA-1; Hausschild & Wenzel 1998; LCA Documents Vol. 1 LCA Net; EuroMat; Ökoeffizienz-Analyse
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	EuroMat Ökoeffizienz-Analyse	Ökoinventare Energiesysteme EuroMat Ökoeffizienz-Analyse
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	EuroMat Ökoeffizienz-Analyse	EuroMat; Ökoeffizienz-Analyse

Bemerkenswert ist, dass es bereits einige Ansätze für die Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs gibt. Auffallend ist jedoch, dass insbesondere für die Wirkungsabschätzung für Betriebsstörungen und unfallbedingte Freisetzen außer in der Ökoeffizienz-Analyse keine methodischen Ansätze in der Literatur zu finden waren. Für diese Fragestellung, die im Mittelpunkt dieses Forschungsvorhabens steht, besteht offensichtlich noch großer Entwicklungsbedarf.

In den folgenden Unterkapiteln wird die Bestandsaufnahme, geordnet nach Themenfeldern, zusammenfasst.

3.2.1 Begründungen für den Ausschluss von Risikobetrachtungen im Rahmen vom Ökobilanzen

In den meisten Ökobilanzen wird keine Begründung für die Nichtbetrachtung von Risiken angegeben. Wenn überhaupt das Thema angesprochen wird, wird nur der Hinweis gegeben, dass von mittleren normalen Betriebsbedingungen ausgegangen wird. Im folgenden werden einige Aussagen zusammengefasst:

- Ökobilanz PET-Stoffkreislauf-Flasche (siehe Anhang B): Es steht nur ein begrenztes methodisches Repertoire für die Berücksichtigung von Risiken und Störfällen zur Verfügung.
- Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel (siehe Anhang B): Risiken können nicht quantitativ oder nur mit erheblichem Aufwand beschrieben werden. In den Vorketten (Waschmittelinhaltsstoffe etc.) sind keine Risikoaspekte enthalten.
- Bericht der zweiten Working Group Impact Assessment der SETAC-Europe (WIA-2, siehe Anhang B): Die Einbeziehung von Unfällen innerhalb der Technosphäre (z.B. Autounfälle) wurde zwar - kontrovers - diskutiert, es wird aber keine Empfehlung zu deren Einbeziehung abgegeben. Durch die Einbeziehung des neuen Schutzgutes „man-made environment“ wird zwar die Grenze zwischen Technosphäre und Umwelt prinzipiell aufgeweicht, die mehrheitliche Meinung ist jedoch, dass in der

Wirkungsabschätzung diejenigen „interventions“ quantifiziert werden sollen, die entweder auf die Umwelt einwirken, oder aus dieser in die Technosphäre rückwirken (z.B. kontaminierter Meeresfisch als Nahrungsmittel, Schädigung des Ackerbaus durch erhöhtes bodennahes Ozon).

3.2.2 Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs auf der Sachbilanzebene

Auf der Sachbilanzebene sind abgesehen von den Ökoinventaren für Energiesysteme [24, 25] und GEMIS [32] in der untersuchten Literatur zu Sachbilanzen und vollständigen Ökobilanzen nur wenig detaillierte Angaben über die Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebes enthalten.

Wenn in den Dokumentationen keine Aussagen hierzu gemacht wurden, bedeutet das jedoch nicht unbedingt, dass in den aggregierten Daten keine Werte zu diesen Betriebszuständen enthalten sind. Zumindest bei Inputgrößen wie Energie- und Materialverbräuchen können abhängig von der Datenermittlung verschiedene Betriebszustände erfasst sein. Dies ist z.B. der Fall, wenn die Daten aus Jahresverbrauchszahlen berechnet werden. Wenn Daten aus der Leistungsaufnahme von Maschinen berechnet werden (Nennleistung x Betriebsdauer), wird nur der Normalbetrieb erfasst. Leider machen viele Autoren hierzu keine Aussage, zumindest in den veröffentlichten Berichtsfassungen. Bezüglich der Emissionen in Luft und Wasser werden die meisten Daten durch Messungen während des Normalbetriebes ermittelt. Bei anderen Betriebszuständen werden in der Regel keine Emissionsdaten messtechnisch erfasst.

Da die Datenermittlung innerhalb des Lebensweges eines komplexen Produktes für jedes Modul unterschiedlich ist und zusätzlich meist mehrere generische Datenquellen verwendet werden, enthalten viele Ökobilanzen Daten zu den hier untersuchten Betriebszuständen, ohne diese als solche auszuweisen. Inwieweit sie überhaupt signifikant zum Ergebnis beitragen, lässt sich nur im Fall einer sorgfältigen Dokumentation der Datenermittlung feststellen. Für die unterschiedlichen Betriebszustände außerhalb des Normalbetriebs zeigt die Auswertung folgendes Bild:

3.2.2.1 Diffuse Emissionen, An- und Abfahrzustände, Wartung und Reparatur

Sofern sie von den Autoren der Studien als relevant eingestuft werden, sind diffuse Emissionen aufgenommen, deren Größe oft aus Abschätzungen stammt (vgl. Ökoinventare Energiesysteme, GEMIS [30, 31, 32], Ökobilanz Verkehrssysteme und Ökobilanz Getränkeverpackungen II) [39].

An- und Abfahrzustände wurden teilweise in Sachbilanzen berücksichtigt, bei denen sie eine relevante Rolle spielen, vor allem im Bereich von Kraftfahrzeugen (vgl. Ökobilanz Rapsöl [29] und Ökobilanz Verkehrssysteme [10]).

Wartung und Reparatur sind explizit nur für ausgewählte Prozesse in den Ökoinventaren für Energiesysteme dargestellt.

3.2.2.2 Betriebsstörungen und Transportunfälle

Betriebsstörungen und Transportunfälle wurden in den Ökoinventaren für Energiesysteme, in den Ökoinventaren für Entsorgungssysteme und in GEMIS [30, 31, 32] für einige Prozesse betrachtet. Die dadurch entstehenden Emissionen werden auf die funktionelle Einheit bezogen und zu den anderen Prozessemissionen addiert. Damit wird die besondere Expositionssituation, die dadurch gekennzeichnet ist, dass bei Betriebsstörungen lokal sehr hohe Emissionen auftreten, nicht berücksichtigt.

Es werden nur „regelmäßige Störfälle“ betrachtet. „seltene Störfälle“ werden nicht berücksichtigt mit der Begründung, dass statistische Mittelwerte fehlen. Als „regelmäßige Störfälle“ werden bei den Ökoinventaren für Energiesysteme „Störfälle“ mit mehr als 10 Unfällen innerhalb eines Energiesystems bei der Deckung des gesamten Welt-Primärenergiebedarfs durch dieses Energiesystem angesehen. Eine weitere Voraussetzung für die Berücksichtigung eines „regelmäßigen Störfalls“ ist das Vorhandensein von ausreichendem Datenmaterial.

3.2.3 Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs auf der Wirkungsabschätzungsebene

In der Wirkungsabschätzung werden die Sachbilanzergebnisse von allen Betriebszuständen gleich behandelt. In keiner der ausgewerteten Untersuchungen sind gesonderte Charakterisierungsfaktoren für Emissionen aus Betriebsstörungen eingeführt worden, was aufgrund der anderen Expositionssituation sinnvoll wäre. Dies ist aber nur möglich, wenn die Emissionen aus den Betriebsstörungen in der Sachbilanz auch getrennt ausgewiesen werden. Hier besteht Entwicklungsbedarf hinsichtlich einer neuen Methodik.

Die methodischen Ansätze zur Erfassung und Bewertung von Arbeitsunfällen sind in Kap. 3.2.5. zusammenfassend dargestellt.

3.2.4 Berücksichtigung von Risikoaspekten außerhalb der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung

Die letzte Phase der Ökobilanz, die Auswertung, zielt auf eine gründliche Überprüfung aller Resultate. Hier wurden bei der Sichtung der Literatur hinsichtlich der Berücksichtigung von Risikoaspekten keine neuen Aspekte identifiziert.

Da die Betrachtung von Risiken mit der in ISO 14042 [43] festgelegten Struktur der Ökobilanz und insbesondere der Wirkungsabschätzung nur schwer vereinbar sind, wurde in einigen Studien die Risikobetrachtung aus dieser Struktur ausgelagert und getrennt betrachtet. Dazu sind auch gesonderte Daten erforderlich, die in der Sachbilanz erhoben und getrennt ausgewiesen werden müssen. Folgende Vorgehensweisen wurden gewählt:

- GEMIS [30, 31, 32]: In dieser Sachbilanz für Energiesysteme war ursprünglich eine qualitative Risiko-Betrachtung enthalten, die jedoch in der aktuellen Version nicht mehr enthalten ist.
- In der Studie Konversion Chlorchemie ist eine halb-quantitative Risikoermittlung und -beschreibung enthalten.
- In den Ökobilanzen Abfallwirtschaft wurde ein Beispiel einer Abweichung vom Normalbetrieb qualitativ beschrieben.
- In der Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel fanden begleitende Diskussionsforen zu gentechnisch hergestellten Enzymen statt.
- In der Lebenszyklusanalyse Gentechnik wurden die Risikoaspekte der Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen (gentechnisch veränderte Organismen, GVO) getrennt von der „klassischen“ Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 abgehandelt. Dieses methodisch nicht völlig befriedigende Vorgehen wurde in einer Folgestudie durch die versuchsweise Einführung einer neuen Wirkungskategorie verbessert. Über eine halb-quantitative Methode werden hier die verschiedenen Risiken zu einer „Risikomaßzahl“ aufaggregiert. Bei der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen handelt es sich zwar nicht um „nicht bestimmungsgemäße Betriebszustände“. Jedoch liegt auch kein landwirtschaftlicher Normalbetrieb vor, wenn beispielsweise die Emission von gentechnisch verändertem Pollen zu Auskreuzungen mit Wildformen führt. Es besteht hier also eine Analogie zu den entsprechenden verfahrenstechnischen Prozessen.
- Die Risikopotentialanalyse im Rahmen von EuroMat ist ebenfalls eine parallel zur Ökobilanz angewandte Methode. Sie betrachtet wie die Ökobilanz den gesamten Lebensweg der Werkstoffe. EuroMat stützt sich vor allem auf die stoffbezogenen Eigenschaften, während die konkreten Anlagen nicht berücksichtigt werden können. Sie deckt damit, zumindest prinzipiell, die erste Stufe einer vollständigen Risikoanalyse in vereinfachter Form ab.
- Die Ökoeffizienz-Analyse, die ökobilanzielle Elemente aufweist, jedoch keine Ökobilanz im Sinne der ISO 14042 ist, enthält u.a. eine Risikoabschätzung. Es werden in einem Risikomodul Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadensausmaße von Störfällen und Unfällen subjektiv vom Anwender abgeschätzt. Eine einheitliche Methodik, welche Störfälle und Unfälle wie und nach welchen Kriterien berücksichtigt und bewertet werden, liegt nicht vor. Der Ergebniswert des Risikomoduls wird mit anderen Umwelteffekten zu einem einzigen Ergebniswert aggregiert. Weiterhin enthält die Ökoeffizienz-Analyse ein Toxizitätsmodul, das die stoffbezogenen Eigenschaften der am Prozess beteiligten Stoffe abbildet.

3.2.5 Berücksichtigung von Arbeitsunfällen und Berufskrankheiten

Bei der Einbeziehung der Arbeitsumwelt in die Ökobilanz, die vor allem von den skandinavischen Ländern befürwortet wird, muss zunächst geklärt werden, welche Systemgrenzen im Rahmen der Ökobilanzierung gezogen werden sollen und inwieweit die Arbeitsumwelt einbezogen werden soll. Die Frage wurde in der Working Group Impact Assessment 2 (WIA-2, siehe Anhang B) aufgeworfen, aber nicht endgültig beantwortet.

Bestehende Methoden, wie Arbeitsunfälle und Berufskrankheiten in Ökobilanzen integriert werden können, werden in folgenden Studien aufgeführt:

- Verschiedene Methoden sind im Endbericht der zweiten Arbeitsgruppe Impact Assessment von SETAC-Europa („WIA-2“) genannt (siehe Anhang B). Unter diesen ist das dänische Ökobilanz-Modell EDIP am besten dokumentiert. Es enthält neben anderen arbeitsplatzbezogenen Wirkungen auch Arbeitsunfälle.
- In der Methodik Eco-Indikator 99 (siehe Anhang B) werden zwar Betriebsstörungen prinzipiell nicht berücksichtigt, in Form des Indikators DALY (Disability Adjusted Live Years) wird aber eine Quantifizierungsform in die Ökobilanz eingeführt, die sowohl tödlich verlaufende, wie auch „nur“ zu Verletzungen führende Unfallfolgen zu quantifizieren erlaubt. Der Gesundheitsindikator DALY steht für die Gesamtsumme von gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch Krankheit, Verletzungen und vorzeitigen Tod. Die gesundheitlichen Beeinträchtigungen werden je nach Schwere der Krankheit gewichtet. Als gesundheitliche Beeinträchtigungen werden Krankheiten als Folge des Klimawechsels, Krebs durch Strahlung, Krebs- und Augenschäden durch den Abbau der Ozonschicht, Atemwegserkrankungen und Krebs durch toxische Substanzen berücksichtigt. Unfälle werden bisher nicht berücksichtigt.
- Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel (siehe Anhang B): Es werden sog. „Hot Spots“ qualitativ beschrieben. Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass eine durchgehende Berücksichtigung der Arbeitsplätze aufgrund der internationalen Verflechtungen zu komplex ist.

3.3 Identifikation der Hauptprobleme und weiteres Vorgehen

Die Auswertung der Literatur zeigte, dass es nur wenige Anhaltspunkte gibt, an die im weiteren Verlauf der Arbeiten angeknüpft werden kann.

Bei der Berücksichtigung von diffusen Emissionen, An- und Abfahrzuständen und Wartung und Reparatur kann, soweit in diesem Zusammenhang keine Betriebsstörungen auftreten, davon ausgegangen werden, dass im Vergleich zu den Zuständen des Normalbetriebs keine besondere Expositionssituation gegeben ist und die Emissionen mit den üblichen Wirkungskategorien bewertet werden können. (Fragen der Integration des Arbeitsschutzes in Ökobilanzen sind nicht Gegenstand dieses Vorhabens.) Damit ist

eine Integration in die Ökobilanz möglich, sofern entsprechende Sachbilanzdaten zur Verfügung stehen. Dieser Aspekt wird darum in der weiteren Untersuchung nicht weiter vertieft.

Hingegen gibt es keinerlei befriedigenden Ansätze für die Integration von Betriebsstörungen in die Ökobilanz. Bisher werden Betriebsstörungen nur in wenigen Sachbilanzen berücksichtigt und auch nur dann, wenn sie häufiger auftreten und statistische Mittelwerte gebildet werden können. Auch wird die besondere Expositionssituation nicht berücksichtigt.

Als erste halb-quantitative Ansätze für die Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz können allenfalls die Methoden EuroMat, Teilmodule der Ökoeffizienzanalyse und die Methodik für die Berücksichtigung von gentechnischen Risiken in die Ökobilanz angesehen werden (siehe Anhang B).

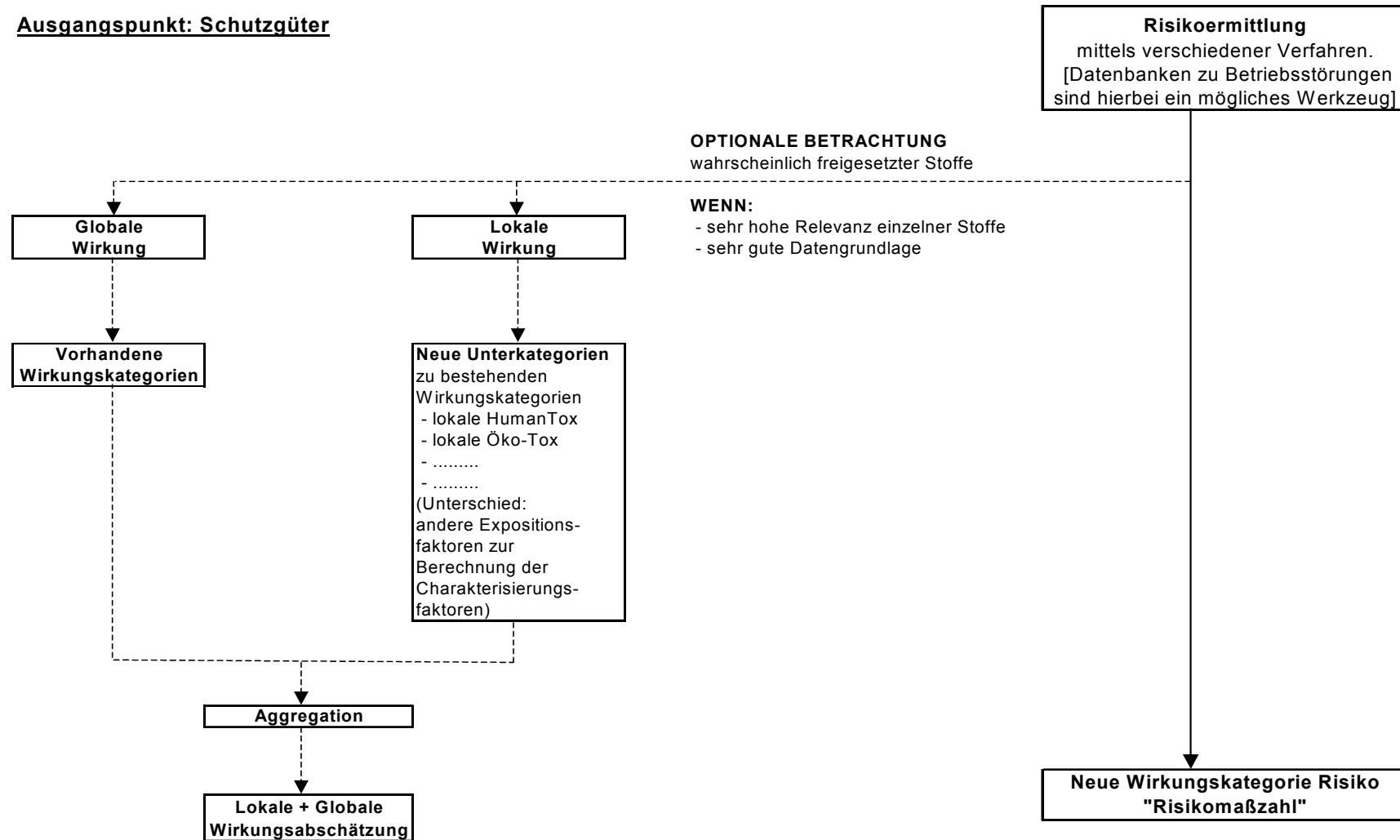
Ausgehend von dieser Bestandsaufnahme werden in den nächsten Kapiteln folgende Punkte näher untersucht:

- Es werden Datenbanken zu Betriebsstörungen ausgewertet im Hinblick auf mögliche Informationen, die in die Ökobilanz bei einer entsprechend erweiterten Methodik integriert werden können (vgl. Kap. 4).
- Es wird untersucht, wie die Systemgrenzen bei den Ökobilanzen, in denen Betriebsstörungen, Unfälle und Risiken in die Analyse mit einbezogen werden sollen, bestimmt werden können. Es wird diskutiert, ob die Arbeitsumwelt einbezogen wird und in welchem Umfang die menschliche Gesundheit (Schädigung durch Umwelteffekte, Unfälle, Berufskrankheiten) betrachtet werden sollte (vgl. Kap. 5).
- Es wird untersucht, inwieweit neue „lokale Unterwirkungskategorien“ eingeführt werden können, die mit den bisherigen globalen Wirkungskategorien aggregiert werden können. Die lokalen Unterwirkungskategorien sollen hierbei die besondere Expositionssituation abbilden. Voraussetzung ist hier jedoch das Vorliegen von konkreten Daten über Menge und Art der emittierten Stoffe pro funktioneller Einheit.
- Es werden bestehende Risikoermittlungsverfahren auf ihre Eignung zur Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz hin überprüft. Insbesondere wird überprüft, ob es hier eine halb-quantitative Methode gibt, die bei einer methodischen Erweiterung eine aussagekräftige Risikomaßzahl ermittelt, die wiederum als neue Wirkungskategorie in die Ökobilanz eingeführt werden könnte.

Die nachfolgende Abbildung 3.1 gibt einen Überblick über die in den nächsten Kapiteln näher untersuchten Vorgehensweisen beim Einbau von Risikoaspekten in die Ökobilanz.

Abbildung 3.1 Schema zur grundlegenden Vorgehensweise beim Einbau von Risikoaspekten in die Ökobilanz

Ausgangspunkt: Schutzgüter



4 Bestandsaufnahme – Auswertung von Datenbanken zu Betriebsstörungen

Von der in diesem Forschungsvorhaben angesprochenen Problematik ist vor allem die Komponente „Wirkungsabschätzung“ betroffen, indirekt jedoch auch die „Sachbilanz“, weil in dieser Komponente die nötigen Daten für die Störfälle etc. erhoben und die Berechnung der Massen- und Energieflüsse eingebaut werden müssen. Wie dies genau zu geschehen hat, kann nur nach Ausarbeitung der Wirkungskategorie festgelegt werden. Es muss jedoch von Beginn an die Machbarkeit der Sachbilanz, also die jetzige oder zukünftige Verfügbarkeit zweckmäßiger Daten im Auge behalten werden. Dabei ist zu beachten, dass die Ökobilanz, um den Anspruch zu erfüllen, den gesamten Lebensweg abzubilden, Informationen über große Gebiete benötigt, die fast immer Ländergrenzen überschreiten und, zumindest was die Rohstoffgewinnung betrifft, weltweite Verteilung haben.

In den folgenden Tabellen (Tabelle 4.1, Tabelle 4.2) sind für verfahrenstechnische Anlagen und Transporte die verschiedenen Betriebszustände und ihre Erfassbarkeit in Ökobilanzen zusammengefasst. Verfahrenstechnische Anlagen im Lebensweg eines Produktes in einer Ökobilanz können beispielsweise sein:

- Produktionsanlagen in Industrie und Gewerbe,
- Anlagen zur Behandlung von Abfällen und Abwässern (Müllverbrennungsanlagen, Kläranlagen),
- Kraftwerke oder
- Lager in Industrie, Handel und Gewerbe.

Durch Auswertung der Datenbestände über Betriebsstörungen und Informationen über die den Beispiel-Ökobilanzen zu Grunde liegenden verfahrenstechnischen Anlagen wird hier geklärt, welche Daten über Betriebsstörungen zur Verfügung stehen, die in der Sachbilanz oder der Wirkungsabschätzung genutzt werden könnten. Zu denken ist dabei z.B. einerseits an Information über zusätzliche Emissionen und Rohstoffverbräuche, andererseits an Informationen über tatsächlich eingetretene Schäden an Menschen und Umwelt im Zusammenhang mit Betriebsstörungen.

Tabelle 4.1: Übersicht über Betriebszustände und die Möglichkeiten ihrer Berücksichtigung in Ökobilanzen – Verfahrenstechnische Anlagen

Verfahrenstechnische Anlagen					
Anlagentyp/ Betriebs zustand	relevante Daten für Sachbilanz	in Öko- bilanzen bisher erfasst	in Ökobilanzen mit heutiger Methodik er- fassbar	Beispiel	Gegen- stand dieser Studie
Optimal- /Normalbetrieb	Rohstoffe, Flächen- nutzung, Energie- verbrauch, Emissio- nen, Reststoffe	ja	S, W	CO ₂ -Em. aus Kraftwerk	nein
An- und Abfah- ren	zusätzliche Rohstoffe, Flächennutzung, E- nergieverbrauch, E- missionen, Reststoffe	manch- mal	S, W		nein
Reinigung und Wartung	zusätzliche Rohstoffe, Flächennutzung, E- nergieverbrauch, E- missionen, Reststoffe	manch- mal	S, W		nein
Bau und Abriss	Rohstoffe, Flächen- nutzung, Energie- verbrauch, Emissio- nen, Reststoffe	manch- mal	S, W		nein
Betriebs- störungen	zusätzliche Emissio- nen; andere, z.B. Todesop- fer	nein	zusätzl. Emissio- nen in S,W vor- handen; Charak- terisierung not- wendig	NH ₃ - Emissionen aus Leck	ja

S: Sachbilanz; W: Wirkungsabschätzung

Tabelle 4.2: Übersicht über Betriebszustände und die Möglichkeiten ihrer Berücksichtigung in Ökobilanzen – Transport

Transport					
Anlagentyp/ Betriebszustand	relevante Daten für Sachbilanz	in Ökobilanzen bisher erfasst	in Ökobilanzen mit heutiger Methodik erfassbar	Beispiel	Gegenstand dieser Studie
Optimal-/Normalbetrieb	Rohstoffe, Flächen-nutzung, Energie-verbrauch, Emissionen, Reststoffe	ja	S, W	VOC-Emissionen aus LKW	nein
An- und Abfahren	zusätzliche Rohstoffe, Flächennutzung, Energieverbrauch, Emissionen, Reststoffe	manchmal	S, W		nein
Reinigung und Wartung	zusätzliche Rohstoffe, Flächennutzung, Energieverbrauch, Emissionen, Reststoffe	manchmal	S, W		nein
Bau und Abriss	Rohstoffe, Flächen-nutzung, Energieverbrauch, Emissionen, Reststoffe	manchmal	S, W		nein
Betriebsstörungen	zusätzliche Emissionen, andere wie z.B. Todesopfer	nein	zusätzl. Em. in S,W vorhanden; Charakterisierung notwendig	Öl, Tanker-unfall	evtl.

S: Sachbilanz; W: Wirkungsabschätzung

4.1 Ausgewählte Datenbanken

Für die nachfolgende Auswertung werden zunächst die wichtigsten Datenquellen zu Betriebsstörungen ausgewählt, die für den Bereich der verfahrenstechnischen Anlagen einschlägig sind, und für die eine Erstellung von Ökobilanzen unter Berücksichtigung der Ergebnisse dieses Vorhabens erfolgen könnte. Sie sind in Tabelle 4.3 aufgeführt. Eine ausführlichere Beschreibung und Auswertung der Datenbanken ist in Anhang C.

Tabelle 4.3 Für die Auswertung berücksichtigte Datenquellen zu Betriebsstörungen

Datenbank	URL
MARS, Major Accident Reporting System, Europäische Gemeinschaft	http://mahbsrv.jrc.it/mars/Default.html
Zentrale Melde- und Auswertestelle für Störfälle und Störungen in verfahrenstechnischen Anlagen (ZEMA), BRD	http://www.umweltbundesamt.de/zema/index.html
ARIA, Inventaire des accidents technologiques et industriels, Frankreich	http://aria.environnement.gouv.fr/
Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen, Statistisches Bundesamt, BRD	http://www.destatis.de/basis/d/umw/umwtab6.htm
Pipeline-Unfälle, Concawe, EU	http://www.concawe.be
Transport von Rohöl - Tankerunfälle, Intertanko	http://www.intertanko.com/research

Datenquellen aus Nordamerika werden nicht betrachtet, da die verfahrenstechnischen Anlagen dort anderen Herstellungs- und Betriebsvorschriften unterliegen und daher das Störungsverhalten nicht auf den europäischen Raum übertragbar sein dürfte.

In der Europäischen Gemeinschaft hat die Datenquelle MARS [56] zentrale Bedeutung, da in dieser die schweren Unfälle gemäß der Seveso-II-Richtlinie erfasst werden. Dem entsprechend wird auch die entsprechende Datenquelle auf nationaler Ebene, ZEMA [85], betrachtet. Wegen des von diesen Datenquellen methodisch verschiedenen und ggf. für die Verwendung in Sachbilanzen geeigneteren Ansatzes wird ergänzend die französische Datenquelle ARIA [9] betrachtet.

Weiter wird die Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen, in der Störungen von verfahrenstechnischen Anlagen und Unfälle von Transportmitteln erfasst werden, ausgewertet, da es sich um die einzige Statistik im relevanten Bereich handelt.

Ergänzend wird eine europäische Datenquelle zu Betriebsstörungen an Pipelines (CONCAWE) [15] und eine Datenquelle zu Unfällen von Tankern betrachtet, da Störungen und Unfälle beim Transport von Energieträgern bereits bzgl. ihrer Berücksichtigung in Öko-Bilanzen diskutiert wurden.

Von der Auswertung weiterer Datenquellen, vor allem privater Anbieter, wurde abgesehen, da die wesentlichen methodischen Probleme bereits mit dieser Auswahl aufzeigbar sein dürften.

Die Detailauswertung der einzelnen Datenquellen ist im Anhang C dargestellt. In den folgenden Unterkapiteln werden die wichtigsten Ergebnisse kurz zusammengefasst und diskutiert.

4.2 Ergebnis der Bestandsaufnahme

4.2.1 Ergebnisse zu den einzelnen Datenbanken

Es wurden 6 Datenbanken analysiert, von denen nach einer Vorauswahl anzunehmen war, dass sie für um Risikoaspekte erweiterte Ökobilanzen nützliche Daten enthalten könnten:

1. Major Accident Reporting System (MARS [56]), EU
2. Zentrale Melde- und Auswertestelle für Störfälle und Störungen in verfahrenstechnischen Anlagen (ZEMA [85]), BRD
3. Inventaire des accidents technologiques et industriels (ARIA [9]), Frankreich
4. Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen, Statistisches Bundesamt, BRD
5. Pipeline-Unfälle, Concawe [15], EU
6. Transport von Rohöl - Tankerunfälle, Intertanko.

Zu 1) Die Datenbank MARS [56] beinhaltet prinzipiell sehr wertvolle Informationen zu schweren Unfällen im Bereich der EU, die in Anlagen aufgetreten sind, die den Seveso-Richtlinien unterliegen. Es werden sowohl die freigesetzten Stoffe (Art, Menge, R-Sätze), als auch indirekt beteiligte Stoffe abgefragt. Nicht enthalten sind die Kapazitäten der Anlagen, in denen die Störfälle auftraten. Es werden auch Angaben zu den aufgetretenen Schadwirkungen gemacht. Leider sind die meisten Daten in den nicht öffentlich zugänglichen „full reports“ enthalten.

Zu 2) Die Datenbank ZEMA (UBA) [85] enthält Meldungen zu Unfällen aus Anlagen, die der Störfall-Verordnung unterliegen. Es sollen die Anlagen oder Anlagenteile, die beteiligten Stoffe (Art und ggf. Menge) und die Wirkungen auf Mensch und Umwelt angegeben werden. Da die Daten nicht für statistische Zwecke, sondern als Hilfe zur Unfallprävention erhoben werden, liegt eine geringe Formalisierung vor. Dies bedeutet, dass eine Auswertung der Datenbank eine Analyse der 500 gemeldeten Fälle voraussetzen würde. Eine direkte Zuordnung zu funktionellen Einheiten ist nicht möglich.

Zu 3) Die französische Datenbank ARIA [9] umfasst ca. 20.000 Störungen, beschränkt sich also nicht auf schwere Unfälle. Die ungenügend systematische Erfassung erlaubt keine statistische Auswertung. In den Berichten sind teilweise Angaben zu Art und Menge der beteiligten Stoffe enthalten, die Störungen sind über einen Code den „ökonomischen Aktivitäten“ zuzuordnen.

Zu 4) Die Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen beinhalten Angaben zu 40.000 Unfällen in Form von drei Statistiken (§12,13,14 UstG), die prinzipiell nützliche Angaben zu Art der Anlagen, Stoffen, Unfallfolgen (§12), Anlagen (§13) und Beförderungsmitteln (§14) enthalten. Die Verknüpfungen mit Daten zu Wirtschaftszweigen, Zweck und Leistung der Anlagen, sowie der Identität der Stoffe fehlen jedoch. Eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten ist - falls überhaupt mit genügender Tiefenschärfe - nur durch Verknüpfung mit anderen Statistiken möglich.

Zu 5) Die Datenbank über Pipeline-Unfälle erfasst rund 400 Unfälle mit Freisetzung von Rohöl und Mineralölprodukten im Bereich der OECD. Die Angaben beziehen sich auf Ort, Menge und Art der Öle und Wirkungen (jedoch keine ökologischen). Eine Zuordnung der ausgetretenen Massen zu funktionellen Einheiten erscheint in Form von Mittelwerten möglich.

Zu 6) Die Datenbank Transport von Rohöl - Tankerunfälle ist nur für die Mitglieder der Intertanko (Oslo) zugänglich. Nach einer öffentlich zugänglichen Datenbeschreibung kann jedoch geschlossen werden, dass die Daten in einer Form vorliegen, die eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten erlaubt [40].

4.2.2 Probleme bei der Auswertung und Bewertung

Das prinzipielle Problem bei der Benutzung der oben genannten und ggf. ähnlicher Datenbanken für Ökobilanzen liegt in den unterschiedlichen Bezugssystemen der Ökobilanz(en) einerseits und der betriebsstörungsorientierten Datenbanken andererseits. Ökobilanzen beziehen sich auf Produkte und Serviceleistungen über deren gesamten Lebensweg (Produktsysteme), wobei der Nutzen des Systems durch die funktionelle Einheit quantifiziert wird. Die in diesem Kapitel analysierten Datenbanken beziehen sich hingegen auf die Sicherheit bzw. Unsicherheit von technischen Anlagen und Beförderungsmitteln. Die Beziehung des Systemansatzes der Ökobilanz zum konkreten, auf einzelne Anlagen etc. bezogenen Informationsgehalt der Datenbanken ist prinzipiell dadurch gegeben, dass die Materialien, Stoffe und Produkte zumindest teilweise in den durch die Datenbanken erfassten Anlagen erzeugt und mit den Beförderungsmitteln transportiert werden. Diese Beziehung gilt es zu nutzen und in eine praktikable Verknüpfung der am besten geeigneten Datenbanken mit der Ökobilanz (zunächst auf der Ebene der Sachbilanz) zu überführen. Die Erfolgchance liegt im Aufbau der Lebenswege aus „Produktbäumen“, die aus Modulen bestehen, die zu (einzelnen oder generischen) Anlagen, Anlagentypen und Transportprozessen in enger Beziehung stehen.

Inwieweit die Verknüpfung auch praktisch möglich ist, wird erst die Bearbeitung realer Beispiele zeigen. Aus der Analyse der Datenbanken lässt sich bereits abschätzen, dass die Aufgabe nicht einfach sein wird. Das liegt vor allem an folgenden Fakten:

- Die auf industrielle Anlagen bezogenen Datenbanken lassen, im Gegensatz zu den auf Beförderungsmittel bezogenen, keine direkte Umrechnung auf die funktionelle Einheit von Produktsystemen zu. Dies hängt mit den nicht genügend detaillierten Angaben zu den Anlagen (z.B. den Produktionsmengen oder Kapazitäten) zusammen.
- Die Datenbanken liegen vielfach in einer Form vor, die eine statistische Auswertung ausschließt oder äußerst mühsam macht. Als Ausweg bietet sich der Weg über statistische Auswertungen der Datenbanken und ihre Kombination mit Produktionsstatistiken an. Dies erlaubt zumindest eine Abschätzung der Größenordnung der Stoffflüsse. Ein Beispiel hierfür ist die Auswertung von Tankerunfällen beim Rohöltransport auf See [40].
- Der regionale Bezug der meisten Datenbanken (EU, D, F) macht eine Extrapolation auf globale Verhältnisse schwierig. Die geographischen Systemgrenzen der Ökobilanzen greifen über die Vorketten fast immer über die Region hinaus und beziehen auch Schwellen- und Entwicklungsländer in die Analyse mit ein (v.a. über die Rohstoffe, vielfach auch über Zwischen- und Endprodukte).

Der Transportbereich scheint insgesamt die beste Ausgangssituation für eine Auswertung von vorhandenen Daten für die Verwendung in Ökobilanzen zu bieten, wie auch die Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen zeigt.

Für die Wirkungsabschätzung geben die Datenbanken wertvolle Hinweise auf die Art und Intensität der aufgetretenen Schäden. Die Modellierung des Wirkungsindikators bzw. die Zuordnung zu bestehenden Kategorien und Indikatoren (z.B. DALY, Disability Adjusted Live Years) wird sich an diesen Angaben orientieren müssen. Auch Angaben zu Personenschäden, die im Rahmen der vorgeschlagenen Wirkungskategorie „Casualties“ genutzt werden könnten, liegen in einigen Datenbanken (z.B. ARIA [9]) vor.

Zusammenfassend kann man sagen, dass die untersuchten Datenbanken Ansatzpunkte für eine Auswertung im Rahmen von Ökobilanzen bieten, die durch andere Datenquellen ergänzt werden müssen. Für eine Erweiterung der bestehenden Datenbanken durch die zusätzliche Erfassung von Daten, die die Zuordnung zu funktionellen Einheiten und Allokationen erleichtern, werden im folgenden Unterkapitel 4.3 Empfehlungen gegeben.

4.3 Empfehlungen zur Modifikation der bestehenden Störfalldatenbanken mit dem Ziel einer Verwendung der Daten im Rahmen der Ökobilanz

Um Datenquellen zu Betriebsstörungen von verfahrenstechnischen Anlagen für Ökobilanzen nutzbar zu machen, wird empfohlen, in Form von Datenbanken die im Folgenden genannten Daten zu erfassen (Transporte sind in der Aufstellung zunächst nicht berücksichtigt) und öffentlich zugänglich zu machen:

Die aufgelisteten Daten dienen vor allem dem Bezug zur funktionellen Einheit, der Einordnung der Anlage und der produzierten Menge in die Gesamtproduktion in der Bezugsregion und der ausreichenden Kenntnis der betroffenen Umweltauswirkungen.

Für den Bezug auf die funktionelle Einheit ist die anlagenübergreifende Kenntnis der gesamten Produktionsmenge des betroffenen Stoffs mit dem gleichen und anderen Produktionsverfahren unabdingbar. Es sind daher auch Angaben erforderlich, die nicht auf die Einzelanlage bezogen sind. Diese Angaben können einmalig für alle Datensätze gemeinsam definiert werden:

- Jahresproduktion des Haupt/Nebenprodukts aller Anlagen des gleichen Anlagentyps in der Bezugsregion.
- Jahresproduktion des Haupt/Nebenprodukts aller Anlagen des gleichen Outputs in der Bezugsregion.
- Bezugsregion (Bundesland, BRD, EU, Welt o.a.).

Darüber hinaus sind die in der Tabelle 4.4 zusammengestellten anlagenbezogenen Daten zu erheben. Die Angaben sind in den ausgewerteten Datenbanken zum Teil bereits enthalten. In der Tabelle 4.4 ist – soweit möglich – zugeordnet, inwieweit die Daten jeweils in den verschiedenen Datenbanken verfügbar sind, d.h. ob die Daten dort über-

wiegend enthalten, teilweise enthalten oder überwiegend nicht enthalten sind. Daraus lässt sich der erforderliche Anpassungsbedarf für eine Verwendung der Daten in der Ökobilanz ableiten. Keine der untersuchten Datenquellen sieht eine derart breite Datenerfassung vor, die alle gewünschten Daten umfasst. Weitere Einschränkungen ergeben sich daraus, dass die Datenbanken nur bestimmte Arten von Störungen oder nur bestimmte Anlagen erfassen. Die Daten sind nur teilweise allgemein zugänglich, so dass eine Beschreibung von Art und Umfang der Daten nicht durchgängig möglich ist. Einzelne Datenbanken (Concawe, Intertanko) beziehen sich nicht auf Störungen in Produktionsanlagen, so dass die darauf abzielenden Angaben nicht aus den Datenbanken entnommen werden können. Diskussionsfähig ist in diesem Fall nur die Systematik zur Wirkungsbeschreibung.

Die empfohlene Modifikation bedeutet erhebliche Erweiterung der Datenbanken einschließlich der Verknüpfung mit übergreifenden Wirtschaftsdaten. Es ist darüber hinaus zu überprüfen, ob die Erweiterung und Veröffentlichung der so gewonnenen Datensätze mit datenschutzrechtliche Probleme verbunden wäre.

Tabelle 4.4 Verfügbarkeit von Daten zu Betriebsstörungen für die Ökobilanz in bestehenden Datenbanken

	Daten	Datenbanken					
		MARS	ZEMA	ARIA	wassergef. St.	Concawe	Intertanko
1	Exakte Bezeichnung des Produktionsverfahrens,	±	±	-	-		
2	Art der Anlage (Überprüfen, ob Klassifizierung nach 4.BImSchV, VAWs o.a. geeignet sind),	+	+	±	±		
3	Hauptprodukte der Anlage (Jahresmenge),	-	-	-	-		
4	Nebenprodukte der Anlage (Jahresmenge),	-	-	-	-		
5	Kapazität der Anlage (Haupt- und Nebenprodukte),	-	-	-	-		
6	von der Betriebsstörung betroffene Anlagenteile	-	±	±	+		
7	Ort und Region der Anlage bzw. der Freisetzung	-	+	+	+		
8	Jahr der Betriebsstörung/Freisetzung,	+	+	+	+	+	
9	Bezeichnung und CAS-Nr. der freigesetzten Stoffe,	+	+	±	-	±	
10	R-Sätze und WGK der freigesetzten Stoffe,	+	+	-	±	-	
11	Menge der freigesetzten Stoffe (differenziert nach dauerhafter und aufgrund von Maßnahmen der Schadensbeseitigung temporärer Freisetzung),	+	+	+	+	+	
12	betroffene Umweltmedien,	±	-	±	±	±	
13	betroffene Gebiete (Biototypen, Industriegebiet, Wohngebiet),	±	-	±	±	±	
14	Alter des defekten Anlageteils,	-	-	-	±		
15	Textliche Beschreibung des Unfalls und der Freisetzung,	-	+	-	-	-	
16	Art der Unfallursache (Klassifikation z.B. wie in MARS),	+	+	±	±	±	
17	Art der Umschließung,	-	±	±	+	±	
18	Wirtschaftszweig (es ist zu überprüfen, ob der NACE-Code geeignet ist),	±	±	+	-	-	
19	Anzahl Toter,	+	+	+	-	+	
20	Anzahl Verletzter mit weiteren detaillierteren Informationen (Überprüfung, ob Indikatoren der Berufsgenossenschaften oder von DALY, vgl. Kap. 3.2.5, sinnvoll einsetzbar sind).	+	+	+	-	+	

„+“ überwiegend enthalten, geringer Anpassungsbedarf // „±“ teilweise enthalten, teilweise Anpassungsbedarf prüfen // „-“ überwiegend nicht enthalten, hoher Anpassungsbedarf

¹⁾ Daten nur teilweise allgemein zugänglich // ²⁾ Datenbeschreibung nicht möglich // ³⁾ nicht auf Produktionsanlagen bezogen

5 Methodische Überlegungen zur Berücksichtigung von störungsbedingten verfahrenstechnischen Risiken in Ökobilanzen

5.1 Überblick

Die Verknüpfung der Ökobilanz nach ISO 14040ff und hier speziell der Komponente Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 mit Risikoaspekten ist mit prinzipiellen methodischen Schwierigkeiten verbunden, die in der Natur der Ökobilanz als vergleichendes Bewertungsinstrument für Produktsysteme bzw. Produktlebenszyklen einerseits und in der auf Schadenserkenkung, -vermeidung und -minimierung ausgerichteten Risikoanalyse andererseits begründet sind. Es ist wichtig darauf hinzuweisen, dass es nicht (nur) die für die Erstellung der Sachbilanzen wichtigen Informationen und Daten sind, die diese Schwierigkeiten verursachen, sondern die unterschiedlichen Denkweisen und die daraus folgenden Strukturen der genannten Ansätze. Wir glauben dennoch, dass für solche Ökobilanzen, in denen das Weglassen der Risikoaspekte zu inakzeptablen Fehlurteilen führen würde, ein Kompromiss gefunden werden kann.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf das in Abbildung 3.1 gezeigte Schema einer allgemeinen Vorgehensweise, das in Abweichung vom bislang diskutierten auf die Entwicklung einer eigenen Wirkungskategorie „Risiko“ abzielt, die durch eine noch zu definierende „Risikomaßzahl“ quantifiziert werden soll. Nur in solchen Fällen, in denen die Datenlage die Identifizierung und Quantifizierung relevanter Emissionen erlaubt, sollen diese den bestehenden Wirkungskategorien zugeordnet („klassifiziert“) werden. Dabei kann sich die Einführung von Unterkategorien mit vorwiegend akuten Effekten („Lokale Wirkungen“) als nötig erweisen.

5.2 Schutzgüter und Technosphäre

5.2.1 Ausgangspunkt Schutzgüter

Ausgangspunkt jeder ökobilanziellen Betrachtung sind die Schutzgüter, deren genaue Ausformulierung noch in Diskussion ist [83]. Die letzte, innerhalb der SETAC-Europäer konsensfähige, Schutzgüterliste ist die nach Udo de Haes et al. (1999) [82]:

1. Menschliche Gesundheit (*human health*)
2. Natürliche Umwelt (*natural environment*)
3. Natürliche Ressourcen (*natural resources*)
4. Vom Menschen gemachte Umwelt (*man-made environment*)

Hinter diesen Schutzgütern, die in der englischsprachigen Literatur abwechselnd „*safeguard subjects*“ oder „*areas of protection*“ genannt werden, stehen gesellschaftliche Werte, die in [82] in intrinsische (d.h. keiner weiteren Begründung bedürftige), ökonomische und kulturelle eingeteilt werden.

Nur solche Einwirkungen auf die Umwelt, von denen mögliche (negative) Wirkungen (*potential impacts*) auf die Schutzgüter ausgehen, müssen in einer Ökobilanz berücksichtigt werden. In Hinblick auf die „Betriebsstörungen“ ist wohl das Schutzgut 1 in erster Linie relevant, was Auswirkungen auf die weiteren Schutzgüter nicht ausschließt. Im Standardmodell der Ökobilanz, das den weiteren Ausführungen zugrundegelegt wird, erfolgt die Quantifizierung der möglichen Wirkungen über die Wirkungskategorien, die in Abschnitt 5.3 ausführlich besprochen und auf ihre Relevanz für Betriebsstörungen hin überprüft werden. Dabei werden auch die Querbeziehungen zu den Schutzgütern aufgezeigt. Eine von den Schutzgütern ausgehende Modellierung, der sog. „*top-down*“ Ansatz [38] wird wegen mangelnder Kompatibilität mit ISO 14040 ff nicht verfolgt.

5.2.2 Zum Konzept der Technosphäre

Der Begriff „Technosphäre“ wurde bei der Erstellung des sog. „funktionalen Umweltmodells“ (Frische et al. 1979, 1982; Klöpffer 2001) eingeführt, das eine eindeutige Abgrenzung der Umwelt von den vorwiegend von wirtschaftlichen Interessen geprägten menschlichen Aktivitäten erlauben soll. Ein Ausgangspunkt bei der Erstellung des funktionalen Umweltmodells war die offenkundige Unmöglichkeit, die Umwelt räumlich abzugrenzen. Die Technosphäre wurde definiert als die Gesamtheit aller Prozesse, die der Mensch unter Kontrolle („im Griff“) hat. Die Umwelt hingegen ist in dieser Definition alles, was nicht Technosphäre ist. Ein Beispiel unter vielen: der ausgediente Kühlschrank, der am Waldesrand liegt, ist per se noch kein „Umweltproblem“, denn er kann jederzeit abgeholt und entsorgt werden. Das in ihm enthaltene Frigen ist jedoch, wenn es entweicht sehr wohl ein Umweltproblem, weil es durch die molekulare Verteilung in der Atmosphäre nicht zurückgeholt werden kann - es hat sich der Kontrolle durch den Menschen entzogen, ist aus der Technosphäre in die Umwelt übergetreten.

Das Begriffspaar funktionale Umwelt und Technosphäre hat in die Umweltbewertung der Chemikalien - wofür es konzipiert wurde - keinen Eingang gefunden. In der Methodenentwicklung zur Wirkungsabschätzung der Ökobilanz (LCA) kommt es jedoch auf eine genaue Abgrenzung zwischen der Umwelt und den menschlichen Aktivitäten an. Für die letzteren ist der etwas schwammige Begriff „Economy“ oder „Economy (Technosphere)“ vorgeschlagen worden [83]. Hofstetter (1998) [38] benützt den Begriff „technosphere“ zur Modellierung von Ökobilanzen ebenfalls als Gegensatz zur Umwelt (von ihm „ecosphere“ genannt), führt aber eine dritte Komponente „valuesphere“ (die Welt der subjektiven Werte) ein, von der die Modellierung im Einzelfall abhängig gemacht werden soll. Er stellt sich damit bewusst gegen das im internationalen Normungsprozess festgeschriebene Standardmodell der Ökobilanz nach SETAC und ISO, das nach möglichst objektiver Erfassung der potentiellen Umweltauswirkungen eines Produktsystems strebt. Guinée et al. (2002) [36] hingegen gehen auch von einem dualen Modell aus und geben eine Definition der Schnittstelle zwischen Umwelt und Technosphäre, die genau der oben skizzierten funktionalen Umweltdefinition entspricht.

Wenn man diese Definition zur Grundlage der Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz macht, schließt man nur innerhalb der Technosphäre ablaufende Prozesse von der Bewertung aus. Zu diesen gehören u.a.:

- Beeinträchtigungen der Gesundheit am Arbeitsplatz,
- Arbeitsunfälle,
- Verkehrsunfälle (Personenschäden, nicht jedoch die Freisetzung von Gefahrstoffen),
- Wirkungen von Chemikalien und Geräten im Haushalt bei bestimmungsgemäßigem Gebrauch,
- Wirkungen von Arzneimitteln bei bestimmungsgemäßigem Gebrauch,
- überwachte Deponien und Kläranlagen (nicht jedoch die unkontrolliert entweichenden Gase und ins Grundwasser eintretende Schadstoffe),
- die Tötung von Schadorganismen durch Pflanzenschutzmittel (nicht jedoch die Schädigung von „non-target“ Organismen, benachbarten Ökosystemen und die Folgen von verdrifteten, versickerten oder abgeschwemmten Wirk- und Hilfsstoffen, z.B. Herbizide, Insektizide, Lösungsmittel).

Nicht zur Technosphäre gehören weiterhin, neben den oben erwähnten Ausnahmen, alle Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit, die unbeabsichtigt und unsteuerbar über die Umweltmedien (quasi über einen Umweg) auf den Menschen zurückwirken. Einen Grenzfall stellen in diesem Zusammenhang die mit Umweltschadstoffen kontaminierten Nahrungsmittel und das Trinkwasser dar, die zwar grundsätzlich überwacht werden (also zur Technosphäre gehören), aber niemals echte Nullwerte aufweisen können. Analoge Betrachtungen gelten auch für das von Udo de Haes et al. (1999) [82] vorgeschlagene Schutzgut „man-made environment“ (z.B. Ozon aus Sommersmog und erhöhte UV-Strahlung durch den stratosphärischen Ozonabbau auf Kulturen, saure Gase auf Kunstwerke). Alle diese **unkontrollierten** Wirkungen gehören zur Umwelt und sind daher in Ökobilanzen prinzipiell zu erfassen.

In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass die menschliche Arbeitskraft in Ökobilanzen (wohl aus ethischen Gründen) nicht bilanziert wird. Der Mensch steht an der Schnittstelle zwischen Technosphäre und Umwelt: als Gestalter und Überwacher ist er Teil und bis zu einem gewissen Grad Herr(in) der Technosphäre, passiv aufnehmend, exponiert, unwissend und erleidend jedoch auch Teil der Umwelt.

Aus der Definition der Technosphäre folgt, dass Arbeitsunfälle nicht in den Rahmen der Komponente Wirkungsabschätzung der Ökobilanz fallen. Die Problematik wird daher, wie bereits mit dem Umweltbundesamt abgesprochen, im Laufe der weiteren Arbeiten nicht weiter vertieft (Protokoll der Sitzung am 21.8.2002).

5.3 Eignung der vorhandenen Wirkungskategorien für Betriebsstörungen

In diesem Abschnitt wird untersucht inwieweit sich solche Wirkungskategorien, die bereits in die Praxis der Wirkungsabschätzung Eingang gefunden haben, oder zumindest vorgeschlagen wurden, im Zusammenhang mit der Einführung von Betriebsstörungen brauchbar erscheinen. Dabei wird sowohl die Relevanz für die „Integration“ (siehe Abschnitt 5.1), wie auch für die Definition neuer Kategorien geprüft. Im zweiten Fall kann es sich um zwar schon vorgeschlagene, aber noch nicht operationalisierte Kategorien, wie auch um Unterkategorien zu bereits praktizierten Wirkungskategorien handeln.

Bei der Einteilung der Wirkungskategorien handelt es sich um eine neue, im Auftrag des UBA erarbeitete Struktur [50], die folgende fünf Gruppen umfasst:

- A Ressourcenverbrauch
- B Wirkungen durch chemische Emissionen
- C Wirkungen durch physikalische Emissionen
- D Wirkungen durch biologische Emissionen
- E Weitere Kategorien

5.3.1 Ressourcenverbrauch (A)

5.3.1.1 Abiotische Ressourcen

Die Wirkungskategorie „Abiotische Ressourcen“ gehört, wie alle Kategorien der Gruppe A, zu den Input-bezogenen Kategorien, d.h. die Quantifizierung erfolgt über die Inputparameter der Sachbilanz.

Die Wirkungskategorie „Abiotische Ressourcen“ ist nur in Hinblick auf das Schutzgut „Natürliche Ressourcen“ von Bedeutung, das sowohl auf ökonomischen, wie auch intrinsischen Wertvorstellungen beruht [82]. Es ist die (aktuelle oder absehbare) Knappheit einiger dieser Ressourcen, die der Wirkungskategorie ihren Platz in der Ökobilanz sichert.

Die Quantifizierung erfolgt daher auch meist durch einen Indikator, der ein Maß für die Knappheit darstellt. Dies ist häufig der Quotient aus den (meist geschätzten) Vorräten und dem jährlichen Verbrauch, also die Zeitspanne, für die bei gleichbleibendem Verbrauch die Ressource noch zur Verfügung steht. Ressourcen mit kurzer Restverfügbarkeit werden dadurch hoch gewichtet, solche mit praktisch unbegrenzt zur Verfügung stehenden Ressourcen (z.B. NaCl, Sand) werden niedrig gewichtet oder von vornherein von der Klassifizierung (Abschnitt 2.4) ausgeschlossen. Dieser Denkweise liegt die Annahme zu Grunde, dass die abiotischen Ressourcen nicht erneuerbar sind oder die Erneuerung sich, falls überhaupt, nur in geologischen Zeitskalen vollzieht (fossile Energieträger). Diese Annahme trifft für die meisten abiotischen Ressourcen mit Ausnahme des Wassers zu. Wasser (Oberflächen- und Grundwasser, nicht „fossiles Wasser“) ist

eine abiotisch erneuerbare Ressource mit sehr großen Unterschieden in der regionalen und zeitlichen Verfügbarkeit und Qualität (Süßwasser/Salzwasser etc.).

Relevanz der Wirkungskategorie Abiotische Ressourcen

Durch Betriebsstörungen ist absehbar die **Ressource Wasser** betroffen. Grundwasser und Oberflächenwasser sind häufig, weniger durch den Verbrauch als durch die Verschmutzung, lokal bis regional von Unfällen tangiert. Dadurch kann die Verfügbarkeit dieser Ressource gemindert werden. Der Aspekt Verschmutzung gilt prinzipiell auch für die Meere, hier allerdings nicht unter dem Aspekt Ressource, sondern unter den Aspekten Naturschutz, Artenvielfalt etc., was unter die Output-bezogenen Wirkungskategorien fällt.

Die Verfügbarkeit klassischer nicht regenerierbarer abiotischer Ressourcen kann durch Betriebsstörungen (in den Bergwerken, Förderanlagen etc.) wohl nur dann tangiert werden, wenn es sich um seltene, d.h. an wenigen Punkten der Erde gewonnene Rohstoffe handelt. Die Verfügbarkeit aller anderen kann nur durch Störungen allergrößten Ausmaßes (z.B. Kriege) beeinträchtigt werden, die hier nicht betrachtet werden. Betriebsstörungen in Produktionsbetrieben, wie z.B. chemischen Anlagen, führen vermutlich nur zu minimalen und vorübergehenden Änderungen in der Verfügbarkeit abiotischer Ressourcen.

5.3.1.2 Biotische Ressourcen

Unter „Biotische Ressourcen“ sind in der Begriffswelt der Ökobilanz **nicht** die nachwachsenden Rohstoffe, land- und forstwirtschaftlichen Produkte und dgl. gemeint, da diese innerhalb der Systemgrenzen (d.h. in der Technosphäre) liegen und bilanziert werden, sondern „in der Natur“ frei lebende Tiere und nicht kultivierte Pflanzen. Beispiele sind Meeresfische und Bäume in Urwäldern. Andere Beispiele sind die Entnahme von Pilzen aus (auch bewirtschafteten) Wäldern und das Sammeln von z.B. pharmazeutisch wichtigen Pflanzen aus Regenwäldern. Die Jagd gehört nur dann in diese Kategorie, wenn die gejagten Tiere nicht gefüttert werden, obwohl dies als Grenzfall betrachtet wird. Eine ausführliche und luzide Diskussion dieser Kategorie durch Müller-Wenk findet sich in Kapitel 2 von [83].

Bei den biotischen Ressourcen handelt es sich um regenerierbare Ressourcen, deren Verfügbarkeit nur dann gefährdet ist, wenn die Entnahmerate die Regenerationsrate übersteigt. Nach [82] bezieht sich die Wirkungskategorie auf die Schutzgüter natürliche Ressourcen und natürliche Umwelt, letzteres durch die Schädigung der biologischen Vielfalt z.B. durch Überfischung oder Zerstörung der Regenwälder. Damit ist auch der Aspekt der biologischen Diversität oder Vielfalt angesprochen, der in dieser Kategorie mitschwingt. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass in dieser Kategorie primär nur die für den Menschen **nützlichen** Tiere und Pflanzen angesprochen werden, da nur diese als Ressourcen definiert werden können. Sekundär kann ihr Verschwinden oder ihre Dezimierung auch für die Ökosysteme oder für andere, nicht nützliche Arten schädlich oder nützlich sein.

Als Indikator wird meist ein Quotient aus Entnahmerate und Regenerationsrate verwendet, der nur für Werte > 1 in Anschlag gebracht wird (Klöpffer & Renner 1995).

Relevanz der Wirkungskategorie Biotische Ressourcen

Die Frage lautet: kann die Verfügbarkeit von biotischen Ressourcen im Sinne der obigen Definition durch Betriebsstörungen signifikant beeinträchtigt werden? Zur Beantwortung muss die geographische Dimension der Wirkungskategorie beachtet werden. Diese ist bei global oder zumindest sehr weiträumig gehandelten Entnahmegütern (Meeresfische) auch global, d.h. die in die Berechnung eingehenden Entnahme- und Regenerationsraten sind weltweite Daten. Betriebsstörungen können wohl nur bei Katastrophen allergrößten Ausmaßes diese Zahlen nennenswert beeinflussen. Ausnahmen könnten auftreten, wenn z.B. eine chemische Fabrik in der Nähe des bevorzugten Brut- oder Laichgebietes einer speziellen Art angesiedelt wäre.

Bei kleinräumigerer Betrachtung ändert sich das Bild: unter diesem Aspekt könnte z.B. ein Tankerunfall die lokale Verfügbarkeit einer biotischen Ressource sehr wohl beeinträchtigen. Ein Beispiel aus der jüngeren Vergangenheit ist der Super-GAU des Kernkraftwerkes bei Tschernobyl, das auch in Mitteleuropa die Verfügbarkeit (unbedenklich genießbarer) Pilze stark einschränkte. Dieses Beispiel zeigt auch klar, dass die biologische Vielfalt und Ressourcenverfügbarkeit völlig unterschiedliche Aspekte ein und derselben Einwirkung sein können.

5.3.1.3 Naturraumbeanspruchung

Der dritten und letzten Wirkungskategorie der Gruppe A liegen wesentlich komplexere und im Detail nicht verstandene Zusammenhänge zwischen der Nutzung von Land und den daraus resultierenden Auswirkungen auf die Bodenökosysteme zugrunde. Man unterscheidet folgende Gruppen von Wirkungen, die ggf. als Unterkategorien mit unterschiedlichen Indikatoren quantifiziert werden können ([82, 36]):

1. **Verdrängung** („competition“). Dahinter steht die simple Tatsache, dass ein Stück Land für andere Nutzungen bzw. für den Naturhaushalt nicht zur Verfügung steht, wenn es für einen bestimmten Zweck bewirtschaftet wird. Das Schutzgut ist in diesem Fall „natürliche Ressourcen“.
2. **Degradierung lebensunterstützender Funktionen** (degradation of life support functions) wie z.B. der Bodenmikrofauna, der Grundwasserbildung, und der Bodenfruchtbarkeit. Das Schutzgut ist hier die natürliche Umwelt mit Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die vom Menschen gestaltete Umwelt.
3. **Verminderung der Biologischen Diversität**. Die Naturraumbeanspruchung ist der entscheidendste Faktor für den Rückgang der terrestrischen Arten (Tiere und Pflanzen), die um ihren Lebensraum gebracht werden. Schutzgut: natürliche Umwelt.

Für die erste Wirkungsgruppe wird als Indikator das Produkt aus Fläche mal Benutzungszeit vorgeschlagen [36]. Für die getrennte Quantifizierung der zweiten und dritten Wirkungsgruppe liegen noch keine allgemein anerkannten und praktikablen Indikatoren vor. Eine ausführliche Diskussion von Lindeijer über diesen Punkt findet sich in [83].

Dort werden auch die bei Änderungen der Nutzung (Urwald in Plantagen, Ackerland in Siedlungsfläche usw.) auftretenden Quantifizierungsprobleme diskutiert. Es bleibt abzuwarten, ob die Datenlage in zukünftigen Sachbilanzen eine theoretisch sicherlich mögliche Charakterisierung in der Wirkungsabschätzung erlauben wird.

Eine in der Praxis der Ökobilanzierung bereits bewährte pauschale Behandlung der drei Wirkungsgruppen wurde von Klöpffer & Renner (1995) vorgeschlagen. In diesem Ansatz wird die relative Naturnähe bzw. Naturferne von Land durch den aus der Landschaftsökologie entlehnten Begriff der Hemerobiestufen ausgedrückt. Die aus der Sachbilanz stammenden Informationen zur Fläche (pro funktioneller Einheit, fE) und zur Nutzungsdauer werden wie bei Guinée et al. (2002) [36] multipliziert und - über diese. einfachste Art der Charakterisierung hinausgehend - der jeweilig sinnvollsten Hemerobiestufe (1-7 nach zunehmender Naturferne) zugeordnet. Dabei entsteht eine ordinale Skala, welche die Fläche x Zeit/fE-Produkte für maximal 7 Stufen enthält. Eine weitere Aggregation ist zwar prinzipiell möglich (Brentrop et al. 2002; Klöpffer & Renner, 1995), verschleiert aber auch wesentliche Informationen[50]).

Relevanz der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung

Die meisten Wirkungen in dieser Kategorie kommen durch ganz normale, vor allem land- und forstwirtschaftliche Tätigkeiten, Siedlungs- und Straßenbau, Errichtung von Deponien, Förderung von Rohstoffen im Tagebau und dgl. zustande. Sie sind die Folge zu hoher Bevölkerungsdichte in vielen Regionen der Welt und nur bedingt vermeidbar.

Betriebsstörungen in Anlagen und Unfälle können vermutlich nur lokal Land degradieren, es sei denn es kommt in der Folge der Störung zu Waldbränden oder Überschwemmungen (Bruch eines Staudamms). Auch in diesen Fällen ist nur mit vorübergehenden Änderungen zu rechnen.

5.3.2 Wirkungen durch chemische Emissionen (B)

5.3.2.1 Klimaänderung

Diese Wirkungskategorie hat den absehbaren Klimawandel durch die Emission von sog. Treibhausgasen (v.a. CO₂, CH₄, N₂O und persistente, flüchtige Substanzen, z.B. CF₄) zum Inhalt. Diese Substanzen absorbieren Infrarotstrahlung im spektralen Fenster der Troposphäre zwischen 10 und 15 µm und hindern dadurch einen Teil der von der Erde reflektierten Infrarotstrahlung vom Entweichen in den Weltraum. Dieser anthropogene Treibhauseffekt verstärkt den natürlichen, durch Wasserdampf und CO₂ im vorindustriellen Gleichgewicht bewirkten, ohne den die durchschnittliche Temperatur an der Erdoberfläche unter dem Nullpunkt läge. Der für diese Kategorie gewählte und allgemein akzeptierte Indikator ist das sog. „radiative forcing“, das in der erwähnten IR-Absorption besteht und berechnet werden kann. Zur Charakterisierung und Aggregation der Beiträge unterschiedlicher Treibhausgase dient das „Global Warming Potential“ oder GWP. Dieses wurde für die meisten infrage kommenden Substanzen berechnet und kann dem jeweils aktuellen Bericht des IPCC (Intergovernmental Panel for Climate

Change) entnommen werden. Eine ausführliche Darstellung dieser Wirkungskategorie durch Klöpffer ist in Udo de Haes et al. (2002) [83], Kapitel 3 enthalten.

Im Unterschied zu vielen anderen Wirkungskategorien beruht die „Klimaänderung“ auf einem wirklich globalen Mechanismus, d.h. es ist gleichgültig, an welchen Punkt der Erde ein Molekül der genannten Gase in die Troposphäre emittiert wird. Durch die Langlebigkeit der Treibhausgase werden sie in der gesamten Troposphäre verteilt. Dadurch ist die Additivität der Emissionen wie bei kaum einer anderen Kategorie erfüllt. Es darf daher nicht erstaunen, dass auch die Quantifizierung über das GWP, einen allgemein akzeptierten Indikator, zum Vorbild für alle Wirkungskategorien wurde ([16]; Klöpffer & Renner 1995; 77; [82]; [43]; [36]).

Als Schutzgüter werden die natürliche Umwelt, die menschliche Gesundheit und die vom Menschen geschaffene Umwelt genannt [82].

Relevanz der Wirkungskategorie Klimaänderung

Der Austritt größerer Mengen klimarelevanter Gase bei Betriebsstörungen ist nicht nur denkbar, sondern sehr wahrscheinlich. Hier ist weniger an das Kohlendioxid zu denken, das durch die Verbrennung fossiler Energieträger in riesigen Mengen emittiert wird und ein relativ niedriges GWP (definitionsgemäß = 1) aufweist, sondern an Gase mit höherem GWP z.B. Methan im Erdgas (GWP = 21). Andere Treibhausgase haben GWP-Werte > 1000, z.B. CF₄ (bei der Aluminiumproduktion), SF₆ (Kabelisolierung), die Frigenersatzstoffe (HFC) u.a. Da keine lokalen Effekte auftreten, können die aus Statistiken berechneten oder durch Risikoanalyse abgeschätzten Emissionen pro funktioneller Einheit dem Gesamt-GWP zugerechnet werden.

5.3.2.2 Stratosphärischer Ozonabbau

Diese Wirkungskategorie hat viele Ähnlichkeiten mit der „Klimaänderung“. Auch hier handelt es sich um einen globalen Wirkungsmechanismus was die Emissionen betrifft. Von der Wirkungsseite her muss zwischen einem homogenen Ozonabbau in der gesamten Stratosphäre und dem das „Ozonloch“ im antarktischen Frühling bewirkenden heterogenen Ozonabbau unterschieden werden. Diese Unterscheidung wirkt sich aber nicht auf die Quantifizierung durch das „Ozone Depletion Potential“ (ODP) aus, das aus Moleküleigenschaften und der atmosphärischen Lebensdauer berechnet wird. Die ODP-Werte der relevanten Stoffe sind in Form von Tabellen, die von der World Meteorological Organization publiziert werden, verfügbar (siehe auch Kapitel 3 in [83]).

Dass der „Ozonabbau“ als Schadwirkung zu betrachten ist, ist auf die wichtige Rolle des in der Stratosphäre nur in Spuren anwesenden O₃ zurückzuführen: Ozon trägt durch seine Strahlungsabsorption im Infrarot zur Erwärmung der Stratosphäre und somit zur Schichtung der gesamten Atmosphäre bei (die relativ warme Stratosphäre sitzt auf der sehr kalten oberen Troposphäre auf) und hält durch die Absorption von kurzwelliger UV-Strahlung diese von der Erdoberfläche und somit von der Biosphäre fern.

Die in der sog. Montrealliste und in den Aktualisierungen derselben aufgeführten chlorierten und bromierten, persistenten Chemikalien umfassen alle „Frigene“ (Fluorchlor-

kohlenwasserstoffe - FCKW) und einige chlorierte Lösungsmittel, z.B. CCl_4 und 1,1,1-Trichlorethan. Die Produktion dieser Stoffe wurde in den westlichen Industriestaaten bereits praktisch eingestellt. Durch legalen und illegalen Import aus Ländern der dritten Welt und einige Ausnahmeregelungen ist die Emission der „Ozonkiller“ aber noch nicht ganz beendet. Die in der Stratosphäre nachgewiesenen Effekte werden sich noch einige Jahrzehnte fortsetzen und es ist nicht abzusehen, auf welchem Niveau sich das stratosphärische Ozon in der Zukunft einpendeln wird.

Als Schutzgüter werden alle vier oben genannten angeführt.

Relevanz der Wirkungskategorie Stratosphärischer Ozonabbau

Die Relevanz dieser Kategorie für Betriebsstörungen in der westlichen Industrie ist als gering einzustufen, da bereits heute eine weitgehende Substitution erfolgte. Dass einige der Substitutionsprodukte Treibhausgase sind, betrifft die vorangegangene Kategorie. Falls in Einzelfällen Emissionen von ozonrelevanten Gasen berechnet werden, ist wie unter „Klimaänderung“ zu verfahren.

5.3.2.3 Bildung von Photooxidantien

Diese auch „Sommersmog“ genannte Wirkungskategorie betrifft die lokale bis regionale Bildung von Schadstoffen aus flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und NO_x unter Einwirkung der kurzwelligen Anteile der Sonnenstrahlung. Das dabei u.a. gebildete toxische und phytotoxische, bodennahe Ozon dient als Leitsubstanz für eine größere Anzahl von Schadstoffen. Als betroffene Schutzgüter nennen Udo de Haes et al. (1999) [82] alle vier oben genannten, „menschliche Gesundheit“ wegen der erwiesenen human-toxischen Effekte an erster Stelle. Diese Wirkungskategorie betrifft Effekte, die nur unter gewissen, regional und zeitlich stark variierenden Bedingungen (Sonnenstrahlung, Wetterlage) auftreten. Dies wird bereits durch die Bezeichnungen „Sommersmog“ oder auch „Los Angeles Smog“ nahegelegt. Die Additivität der Beiträge zur Kategorie ist also in keiner Weise gesichert. Der übliche Weg, mit diesem Problem umzugehen, besteht in der Anwendung des Vorsorgeprinzips, also im Konzept „less is better“, d.h. man gewichtet alle Emissionen gleich, auch solche die unter strahlungsarmen Bedingungen erfolgten. An einer „Regionalisierung“ der Kategorie wird gearbeitet, allerdings sind dafür wesentlich bessere Sachbilanzdaten erforderlich.

Als Indikator für die Kategorie dient das Ozonbildungspotential (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP), das die unterschiedliche Reaktionsgeschwindigkeit von organischen flüchtigen Verbindungen wiedergibt. In diesem Indikator sind die zur Ausbildung des Smogs nötigen reaktiven Stickstoffoxide (NO_x) nicht enthalten. Das UBA Berlin schlägt daher die Verwendung eines NO_x -korrigierten Indikators vor. Alternativ dazu kann auch der POCP-Wert des NO_2 in die Charakterisierung mit-aufgenommen werden (Kapitel 3 in Udo de Haes et al. 2002).

Relevanz der Wirkungskategorie Bildung von Photooxidantien

Die chemischen Auslöser der photochemischen Smogbildung, VOC und NO_x werden vor allem durch unvollständig verlaufende Verbrennungsprozesse im Straßenverkehr

und in der Industrie, hier auch durch Emission von Lösungsmitteln etc. gebildet und an die Umwelt abgegeben. Es wird versucht, diese Emissionen durch Filter- und Katalysatortechniken zu verringern, was aber nur teilweise gelingt. Betriebsstörungen können zum Ausfall von „end-of-the-pipe“ Techniken führen. Inwieweit Störungen des Abgaskatalysators von Automobilen unter „Betriebsstörungen“ fallen, wäre zu diskutieren. Abgasmessungen werden in der Regel an neuen Motoren durchgeführt, was zur Unterschätzung der tatsächlichen Emissionen führt. Betriebsstörungen können, wenn sich erhöhte VOC- und/oder NO_x Frachten pro funktionelle Einheit berechnen lassen, durch Addition der POCP-Werte zum Indikatorresultat berücksichtigt werden. Wenn die Lage der Anlage(n) bekannt ist (sind), können theoretisch auch Prognosen zur Strahlungsintensität am Ort in die Abschätzung eingehen, d.h. Emissionen in Regionen mit starker Sonnenstrahlung könnten negativer gewichtet werden. Nach neueren Ermittlungen des UBA Berlin (Texte 48/02) werden 80% aller VOC-Emissionen in chemischen und petrochemischen Anlagen durch das Versagen von Dichtungen an lösbaren Verbindungen verursacht. Hier liegt also ein Beispiel für die Relevanz nicht bestimmungsgemäßer Betriebszustände auf eine in der Ökobilanz erfasste Wirkungskategorie vor.

5.3.2.4 Versauerung

Diese Wirkungskategorie beinhaltet die vor allem ökotoxischen Effekte, die mit der Emission von sauren Gasen oder, wie im Falle des NH_3 , auch von basischen Vorläufern, die in der Atmosphäre zu sauren Gasen (im Beispiel zu NO_x und Salpetersäure) oxidiert werden. Die Effekte reichen von der Versauerung von ungepufferten Seen und von Böden bis zur wahrscheinlichen Mitwirkung an komplexen Schadbildern wie den Waldschäden. Die Effekte haben gemeinsam, dass sie weit entfernt von den Emissionsorten auftreten können. Die Additivität der Schadwirkungen ist daher prinzipiell nicht gegeben, es gilt das in Abschnitt 5.3.2.3 gesagte. An der Regionalisierung wird vor allem von J. Potting gearbeitet (Potting 2000), siehe auch Kapitel 3 in Udo de Haes et al. (2002) [83] und Guinée et al. (2002) [36]. Der traditionelle Indikator ist die Säurebildung selbst, der Charakterisierungsfaktor wird aus der Stöchiometrie abgeleitet und meist zu „ SO_2 -Äquivalenten“ aggregiert ([16], Klöpffer & Renner 1995). Dieser typische „mid-point“ Indikator hat den Vorteil, dass er aus der Stöchiometrie eindeutig abzuleiten ist und keine weiteren Kenntnisse über den Emissionsort erforderlich sind.

Nach Udo de Haes et al. (1999) [82] sind von der Versauerung alle vier genannten Schutzgüter betroffen, die „natürliche Umwelt“ steht an erster Stelle.

Relevanz der Wirkungskategorie Versauerung

Große Beiträge zu den hier relevanten Emissionen stammen aus der Verbrennung von z.B. schwefelhaltigen Brennstoffen oder Bildung von NO_x , die man durch Filter- und Rückhaltetechniken zu minimieren sucht. Betriebsstörungen an solchen Anlagen führen unweigerlich zu erhöhten Emissionsfrachten, die man im Falle der einfachen Aggregation über SO_2 -Äquivalente der Kategorie zuschreiben kann. In die Charakterisierung nach Stöchiometrie können beliebige starke Säuren (z.B. HF) oder säurebildende Gase, die unter normalen Umständen nicht emittiert werden (z.B. SO_3), einbezogen werden.

Bei verfeinerter, regionaler Betrachtungsweise können die Standorte in die Wirkungsabschätzung einbezogen werden. Die entsprechenden Faktoren wurden für Europa nach dem RAINS-Modell der IIASA von Potting (2000) berechnet. Diese Faktoren liegen allerdings nur für wenige Emissionen vor, z.B. nicht für HCl.

5.3.2.5 Eutrophierung (aquatisch und terrestrisch)

Eutrophierung kommt durch den unerwünschten bzw. unbeabsichtigten Eintrag von Nährstoffen in Gewässer und Böden zustande. Die Folgen sind in Gewässern durch erhöhtes Algenwachstum und durch Sauerstoffzehrung als Folgewirkung leicht erkennbar. In Extremfällen kann das aerobe Leben, wie in den Tiefenzonen mancher Seen, völlig zum Erliegen kommen. In den Böden sind die Wirkungen der Überdüngung subtiler, wirken sich aber ebenfalls in einer Änderung der Ökosysteme aus, insbesondere wenn diese an nährstoffarme Böden angepasst sind (sehr häufig in Wäldern). Udo de Haes et al. (1999) [82] nennen als Schutzgüter die natürliche Umwelt, die natürlichen Ressourcen (Fischfangerträge) und die vom Menschen geschaffene Umwelt. Die wichtigsten Emissionen sind phosphor- und stickstoffhaltige Substanzen, in denen diese Elemente bioverfügbar sind. Die Emissionen können direkt in Oberflächengewässer erfolgen (aquatische Eutrophierung oder Eutrophierung im engeren Sinn) oder über die Atmosphäre (meist terrestrische Eutrophierung oder Überdüngung genannt). Im englischen Sprachgebrauch wurde wegen der uneinheitlichen Nomenklatur auch „nutrification“ als Überbegriff vorgeschlagen ([16], [82]). Ähnliche Effekte wie die Eutrophierung ergeben sich auch durch die Einleitung bioabbaubarer organischer Verbindungen, die durch eine Maßzahl für den Sauerstoffbedarf beim Abbau (Biological Oxygen Demand - BOD) charakterisiert werden.

Die Quantifizierung erfolgt traditionell durch Umrechnungsfaktoren, denen die mittlere Elementzusammensetzung von Proteinen zugrundegelegt ist. Die Resultate werden meist zu PO_4 -Äquivalenten aufsummiert und getrennt für die aquatische Umwelt NPA (Nutrification Potential Aquatic) und für die terrestrische Umwelt NPT (Nutrification Potential Terrestrial) ausgewiesen. Da Phosphor nur im Süßwasser das limitierende Element darstellt, in Böden aber meist dem Stickstoff diese Rolle zukommt, wird die terrestrische Eutrophierung gelegentlich auch über Stickstoff-Äquivalente erfasst.

Über die Additivität und Regionalisierung dieser Kategorie gilt das bei Versauerung und Photooxidantienbildung gesagte, siehe auch Kapitel 3 in [83].

Relevanz der Wirkungskategorie Eutrophierung:

Auch bei dieser Wirkungskategorie können durch Betriebsstörungen von Rückhalte-Anlagen nennenswerte Beiträge resultieren. Hier sind neben Filteranlagen für Luftemissionen (NO_x) vor allem die Kläranlagen zu nennen, deren wesentliche Aufgabe gerade in der Entfernung von Nährstoffen und sauerstoffzehrenden Verbindungen besteht. Der Eintrag solcher Stoffe aus der Landwirtschaft ergibt sich teilweise kaum vermeidbar durch Abschwemmung (run-off) oder durch zu hohen Düngemiteleinsatz. Dies kann jedoch nicht als „Betriebsstörung“ betrachtet werden. Betriebe, welche Düngemittel oder biologisch leicht abbaubare organische Stoffe herstellen, können bei Betriebsstö-

rungen zur Emissionsquelle von eutrophierenden Substanzen werden. Wenn entsprechende Abschätzungen vorliegen, können die berechneten Frachten, bezogen auf die funktionelle Einheit, in die Kategorie integriert werden. Insgesamt dürfte diese Kategorie eine relativ beschränkte Relevanz für die Fragestellung aufweisen.

5.3.2.6 Humantoxizität

Die Wirkungskategorie Humantoxizität (mit dem Schutzgut „menschliche Gesundheit“) erfasst in der klassischen Ökobilanz diejenigen von Schadstoffen ausgehenden Wirkungen auf die menschliche Gesundheit, die nach Emission in die Umwelt, also **indirekt** über die Umweltmedien Wasser, Boden und Luft, sowie über kontaminierte Lebensmittel auf den Menschen zurückwirken. In dieser Betrachtungsweise, die von der Mehrheit der Ökobilanzierer geteilt wird, ist die direkte Exposition am Arbeitsplatz (als Teil der Technosphäre) ausgeschlossen. Dieses Defizit kann prinzipiell durch eine eigene Kategorie Arbeitsplatz (s.u.) ausgeglichen werden, die nur dann zum Tragen käme, wenn dies in der Zielsetzung einer Studie ausdrücklich vorgesehen ist.

Die größte methodische Schwierigkeit bei dieser Kategorie liegt in der Vielzahl der toxikologischen „Endpunkte“ (Effekte), die man grob in akute und chronische einteilen kann. Bei Wirkungen, die über die Umwelt erfolgen, sind wegen der geringen Konzentrationen der Schadstoffe und der oftmals langandauernd Exposition in der Regel die chronischen Endpunkte wichtiger als die akuten. In beiden Fällen können die Effekte Wirkschwellen aufweisen, unterhalb derer keine schädliche Wirkung anzunehmen ist (worauf die Ermittlung der MAK-Werte beruht). Dies ist mit der üblichen Ökobilanztechnik, die nur Frachten pro funktionelle Einheit betrachtet, nicht aber ADI-Werte oder Konzentrationen, schwer vereinbar. Es ist daher grundsätzlich leichter, solche Endpunkte zu modellieren, die keine Wirkschwellen aufweisen, in erster Linie also die karzinogene Wirkung (z.B. As-Äquivalente). Die genannten Schwierigkeiten bringen es mit sich, dass es noch keine international anerkannte Methodik gibt. Der Stand der Forschung ist in [83] zusammengefasst. Das Umweltbundesamt sieht in Emissionen mit direkter humantoxischer Relevanz wichtige Parameter der Ökobilanz, die in keiner Wirkungsabschätzung fehlen dürfen. Eine Quantifizierung („Charakterisierung“) wird zur Zeit aber noch abgelehnt, weil dafür noch ein tragfähiges, konsensuales Konzept fehlt [77]. Ein von Klöpffer & Renner (1995) vorgeschlagener „mid-point“ Indikator - eine an den MAK-Werten angelehnte relative Toxizitätsskala - wurde von der Fachwelt nicht aufgegriffen.

Die neuen holländischen Richtlinien [36] sehen in einem ersten Schritt für jede Emission eine Berechnung der Exposition mit Hilfe des Multimediamodells „USES“ vor. In einem zweiten Schritt wird mit Faktoren, die für viele - aber naturgemäß nicht für alle - infrage kommenden Substanzen in Tabellen aufgeführt sind, die Aggregation zu einem Human-Toxizitätspotential in pDCB (p-Dichlorbenzol-) Äquivalenten (HTP = 1) durchgeführt.

Eine zum „mid-point“ Indikator alternative Modellierung bis zum Schutzgut bietet die Berechnung von DALY (Disability-Adjusted Lost life Years), siehe [38]. Diese Möglichkeit muss geprüft werden.

Relevanz der Wirkungskategorie Humantoxizität:

Die Wirkungskategorie Humantoxizität ist für Betriebsstörungen in zweierlei Hinsicht von großer Bedeutung:

1. Die Gefährdung der Mitarbeiter am Arbeitsplatz ist bei Betriebsstörungen offensichtlich relevanter als im geregelten, der Ökobilanz meist zugrunde liegenden Normalbetrieb
2. Die Gefährdung der Menschen über die Umwelt, und hier besonders die unmittelbar betroffene Umgebung der Produktionsstätte(n), ist im Falle von Betriebsstörungen von höchster Priorität.

Der zweite Punkt muss unabhängig von einer möglichen Kategorie Arbeitsplatz in der Wirkungsabschätzung behandelt werden. Da es sich prioritär um kurzreichende Auswirkungen handelt, ist eine Expositionsabschätzung nach holländischem Muster nicht zielführend. Die akute Humantoxizität hat hier einen höheren Stellenwert als in der indirekten Exposition über die Umweltmedien. Eine Aggregation zu DALYs muss geprüft werden.

5.3.2.7 Ökotoxizität

Die Wirkungskategorie Ökotoxizität (Schutzziele „natürliche Umwelt“ und „natürliche Ressourcen“) hat die mögliche Schädigung von Ökosystemen, Arten und Lebensgrundlagen („life support systems“), soweit sie nicht durch andere Kategorien abgedeckt sind, durch chemische Einwirkungen zum Inhalt. Nach dem Risiko-Bewertungsparadigma, das sich in der Chemikalienbewertung herausgebildet hat, ist diese Gefährdung eine Funktion von Exposition und Effekten (z.B. der Tod von Individuen, deren Reproduktionsstörung etc.). In diesem Schema, so denkt man, kann durch die Ermittlung von z.B. LD₅₀-Konzentrationen und weitergehenden Untersuchungen zur chronischen Toxizität von ausgewählten Testspezies (z.B. *Daphnia magna*) unter Verwendung sog. Sicherheitsfaktoren eine Konzentration ermittelt werden, die keine Gefährdung darstellt (Predicted No Effect Concentration - PNEC), die mit einer berechneten Konzentration (Predicted Environmental Concentration - PEC) in Beziehung gesetzt werden kann („PEC/PNEC“). Für die Quantifizierung der Ökotoxizität ist dieses Schema nicht direkt anwendbar, weil, wie in Abschnitt 5.3.2.6 ausgeführt, in Ökobilanzen nur Frachten berechnet werden, die obendrein auf einer frei wählbaren funktionellen Einheit beruhen - also keine absoluten Werte ergeben.

Die Haltung des Umweltbundesamtes zur Bedeutung dieser Kategorie, sowie zu ihrer Charakterisierung und zur Aggregation der Einzelbeiträge ist dieselbe wie zur Kategorie Humantoxizität.

Die von CML vorgeschlagene Charakterisierungsmethode [36] baut auf der Expositionsabschätzung der oben skizzierten EU-Risikobewertung auf und schreibt dafür das Expositionsmodell „USES“ vor. USES stammt ebenso wie die EU-Version EUSES aus dem holländischen Expositionsmodell SimpleBox, das seit den 80er Jahren entwickelt wurde. Dabei handelt es sich um ein Multimodiamodell, das ähnlich wie Modelle von

D. Mackay (1991) die meisten wichtigen Transfer- und Abbauprozesse berücksichtigt, allerdings ohne den Fugazitätsformalismus zu verwenden. Mit Hilfe dieses Modells wird die Verteilung der emittierten Substanzen auf die wichtigsten Kompartimente (Wasser, Boden, Luft und Sediment) berechnet. Die für die Aggregation nötigen Gewichtungsfaktoren sind aus ökotoxikologischen Untersuchungen abgeleitet und wurden für viele Substanzen in Form von Tabellen in [36] verfügbar gemacht. Durch die explizite Einbeziehung der Kompartimente ergeben sich folgende fünf Unterkategorien der Wirkungskategorie Ökotoxizität:

1. Ökotoxizität - Süßwasser
2. Ökotoxizität - marin
3. Ökotoxizität - terrestrisch
4. Ökotoxizität - Süßwassersediment
5. Ökotoxizität - marines Sediment

Das vorgeschlagene Verfahren hat den Vorteil, mit der EU-Chemikalienbewertung prinzipiell kompatibel zu sein, hat aber im Detail auch einige der Schwächen derselben. Diese beruhen vor allem auf der starken Abhängigkeit der Ergebnisse von den nur unzureichend bekannten Inputgrößen (use pattern, physikalisch-chemische Daten der Substanzen) und von Modellunterschieden, wenn nicht einheitlich das für die Niederlande konzipierte Modell USES und die entsprechende Software eingesetzt wird. Auch einheitliche, kritisch begutachtete Datensätze für die einzelnen Substanzen sind eine Vorbedingung für die Anwendbarkeit des holländischen Modells.

Relevanz der Wirkungskategorie Ökotoxizität

Durch Betriebsstörungen können zweifellos Chemikalien in die Umwelt eintreten, wie bereits bei der Kategorie Humantoxizität festgestellt wurde. Ähnliches wie für Anlagen in der Industrie gilt auch für Verkehrsmittel im Straßen- und Schienenverkehr, für Schiffe, Pipelines etc. Zum Unterschied von den kleineren Emissionen im Normalbetrieb und den diffusen Emissionen beim Gebrauch vieler Chemikalien (z.B. Lösungsmittel) können bei Betriebsstörungen und Unfällen hohe lokale Konzentrationen in Luft, Wasser und Boden/Grundwasser auftreten. Dadurch verschiebt sich die Grundannahme in der Risiko-Bewertung von langandauernder Exposition mit geringen Konzentrationen (chronische Toxizitäten wichtiger als akute) hin zu kurzfristiger Exposition mit hohen Konzentrationen. Dadurch werden - im Gegensatz zur klassischen Umweltbewertung von Chemikalien - auch oder sogar vorwiegend akute Toxizitäten wichtig (was bedeutet, dass sich auch ein langfristig-chronischer Schaden daraus entwickeln kann). Die detaillierte Wirkungsabschätzung nach CML ist nicht angebracht. Da die Ökotoxizität im Medium Luft keine Rolle spielt, sollte primär eine Wirkungsabschätzung für die Medien Wasser und Boden/Sediment einschließlich Grundwasser entwickelt werden, wobei als Gewichtungsfaktoren auch die relativ leicht zu beschaffenden akuten Toxizitäten, z.B. LD₅₀-Werte, herangezogen werden könnten.

5.3.2.8 Geruch

Der Geruch wird in der Wirkungsabschätzung meist als „Belästigung“ eingestuft, da er als solcher, nämlich als Sinneswahrnehmung, nicht die menschliche Gesundheit beeinträchtigt, sondern „nur“ das Wohlbefinden. Demgegenüber muss beachtet werden, dass eine Belästigung durch Gerüche im Sinne der Definition der WHO sehr wohl eine Beeinträchtigung der Gesundheit darstellt. Unter „Geruch“ sind hier Belästigung und erhebliche Belästigung bis hin zur Reizung einzuordnen.

Zur Quantifizierung wurde eine Gewichtung der Frachten pro funktionelle Einheit mit den Geruchsschwellen vorgeschlagen ([16]; Klöpffer & Renner 1995). Da die in der Literatur berichteten Geruchsschwellen oft beträchtliche Streuungen aufweisen, ist dabei von einer einheitlichen Liste auszugehen. Eine kurze Liste mit reziproken OTV-Werten (Odour Theshold Values), die hauptsächlich Industriechemikalien enthält, ist in [36] zu finden.

Relevanz der Wirkungskategorie Geruch

Zweifellos können bei Betriebsstörungen Geruchsbelästigungen auftreten und eine erhebliche Belästigung von Menschen durch Gerüche kann einen Störfall darstellen. Daher sind Gerüche durch Betriebsstörungen relevant.

5.3.3 Wirkungen durch physikalische Emissionen (C)

5.3.3.1 Lärm

Lärm wurde im Rahmen der Ökobilanz lange Zeit als „Belästigung“ eingestuft, obwohl er, zumindest in den reichen Industriestaaten, von der Bevölkerung als prioritäres Umweltproblem empfunden wird. Lärm führt nur bei sehr hohen Belastungen zu akuten Gesundheitsgefährdungen, langfristige Exposition mit mittleren Belastungen kann jedoch auch zu gesundheitlichen Schäden führen (Müller-Wenk 2002). Als Schutzziel sollte daher die menschliche Gesundheit festgeschrieben werden.

Die Charakterisierung des Lärms im Rahmen der Wirkungsabschätzung galt lange Zeit als extrem schwierig (Klöpffer & Renner 1995), weil die subjektive Empfindung nicht auf die zugrundeliegende physikalische Ursache (Schalldruck) reduziert werden kann. Außerdem ist die physiologische Einheit (Dezibel) logarithmisch definiert und für den Zweck der Wirkungsabschätzung schwer zu gebrauchen. Das Umweltbundesamt hat daher für die besonders wichtige Lärmbelastung durch den Straßenverkehr die gefahrene Strecke pro funktionelle Einheit als „proxy“ (näherungsweise Ersatz) eingeführt. Eine Quantifizierung für dieselbe Lärmquelle hat Müller-Wenk (2002) vorgestellt. Die Methode ist als Endpunktindikator konzipiert und aggregiert bis zum Schutzgut menschliche Gesundheit. Sie passt daher besser in „top-down“ Ansätze und weniger gut in die Wirkungsabschätzung nach ISO 14042.

Relevanz der Wirkungskategorie Lärm

Es ist trivial festzustellen, dass Betriebsstörungen mit Lärm verbunden sein können, man denke an Explosionen, Verpuffungen und andere Arten von Unfällen. Falls man

Lärm als Wirkungskategorie bei Betriebsstörungen berücksichtigen will, gilt auch hier da für die Toxizitäten gesagte: kurzfristige, akute Wirkungen (z.B. Schädigung des Gehörs durch extrem hohe Lärmbelastung) sind in diesem Fall wichtiger, als langfristige chronische Einwirkungen mit den vom Verkehrslärm her bekannten Schadwirkungen.

5.3.3.2 Ionisierende Strahlung

Unter ionisierender Strahlung ist kurzwellige elektromagnetische Strahlung (kurzwelliges UV, Röntgen- und γ -Strahlung) und Partikelstrahlung (α + β Strahlung) zu verstehen. Die gemeinsame Primärwirkung der Strahlung (bei direkter Exposition und über strahlende Substanzen) wird in der englischen Bezeichnung der Kategorie „Impacts of ionising radiation“ klar. Da ionisierende Strahlung sowohl für Menschen, wie auch für Tiere schädlich ist, sind als Schutzziele die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt und die natürlichen Ressourcen anzusehen [36].

Die Notwendigkeit einer Wirkungskategorie „ionisierende Strahlung“ war schon lange bekannt und die nötigen Sachbilanzpositionen wurden in der ETH-Datenbank [24, 25], besonders in Hinblick auf die Stromerzeugung durch Kernkraft, zur Verfügung gestellt. Es erwies sich jedoch als schwierig, einen geeigneten Indikator zu finden, der die unterschiedlichen Gefahrenpotentiale der Strahlungsarten auf einen Nenner bringen und somit aggregierbar machen sollte. Im neuen holländischen *Guide* gehen Guinée et al. (2002) [36] von der Sachbilanzposition „Emissionen ionisierender Strahlung in Luft, Wasser und Boden“ aus (Einheit kBq; ein Becquerel = 1 Zerfall s^{-1}). Die Einheit Becquerel erfasst nur die Zerfälle (von Atomkernen) pro Zeiteinheit. ist also nicht für die Röntgenstrahlung geeignet. Das empfohlene Charakterisierungsmodell verknüpft ein Expositionsmodell mit den Ergebnissen von epidemiologischen Studien und aggregiert zu DALYs. Die Schadensfaktoren (damage factors) sind in Tabellen für Luft, Süßwasser und Meerwasser angegeben. Über das zu benützende Expositionsmodell wird keine Angabe gemacht, vermutlich wird aber auch dafür USES benützt.

Relevanz der Wirkungskategorie ionisierende Strahlung

Die Relevanz dieser Kategorie ist für Betriebsstörungen bei kerntechnischen Anlagen, Entsorgungsanlagen für dieselben, sowie für Transporte von radioaktivem Material gegeben. Als Input für die Sachbilanz werden Abschätzungen über die Art und Menge der radioaktiven Isotope benötigt. Die Charakterisierung ist durch die Faktoren in [36] einfach möglich, wenn das betroffene Kompartiment bekannt ist. Die Dazwischenschaltung eines Expositionsmodells ist in der Unfallsituation nicht zwingend nötig. Das Ergebnis (DALYs) ist mit anderen auf das Schutzziel menschliche Gesundheit ausgerichteten Wirkungskategorien kompatibel und sogar aggregierbar.

5.3.3.3 Abwärme

Abwärme entsteht bei vielen technischen Prozessen und wird entweder über die Abluft oder über das Kühlwasser an die Umwelt abgeführt. Dies hat besonders für den zweiten Fall zu Besorgnis geführt (Beeinträchtigung von Wasserorganismen und aquatischen Ökosystemen). Die Abwärme wird in der Regel nicht gemessen und scheint in vielen Sachbilanzen nicht auf, die dadurch auch keine echten Bilanzen sind. Guinée et al.

(2002) [36] geben für diese Wirkungskategorie den Charakterisierungsfaktor „1“ an, d.h. es wird empfohlen, den berechneten Energiebetrag ungewichtet anzugeben.

Relevanz der Wirkungskategorie Abwärme

Bei Betriebsstörungen kann eine beträchtliche „Abwärme“ auftreten, es ist aber die Frage, ob diese Energie im Sinne dieser Wirkungsbilanz zu einer langfristigen Änderung von Ökosystemen und ähnlichen Störungen des lokalen Naturhaushalts führt. Wie schon bei mehreren Kategorien angemerkt, dürfte es sich eher um die rasche Freisetzung einer großen Wärmemenge mit entsprechenden akuten Auswirkungen handeln. Falls diese bei einer Risikoabschätzung berechnet wird, sollte sie auch in dieser Wirkungskategorie als ungewichtete Energie angeführt werden.

5.3.4 Wirkungen durch biologische Emissionen (D)

5.3.4.1 Vorbemerkung

Diese aus nur zwei Kategorien bestehende Gruppe (D) wurde tentativ vorgeschlagen, um eine Lücke in der Wirkungsabschätzung nach der CML-Methodik aufzuzeigen. Diese war und ist in der Praxis noch immer stark auf die chemischen Emissionen (B), Abschnitt 5.3.2, hin orientiert, die daher schon durch ihre große Zahl die Wirkungsabschätzung dominieren. Ökobilanzen über gentechnisch veränderte Organismen (GVO), aber auch durch natürliche Zuchtauswahl veränderte Tiere und Pflanzen, Mikroorganismen etc. stellen eine mögliche Gefährdung von Mensch und Umwelt dar, die mit der jetzt praktizierten Methodik der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen nicht abgebildet werden können.

5.3.4.2 Ökosystemare Wirkungen

Die biologische Diversität, umgangssprachlich auch Artenvielfalt genannt, ist ein viel beschworenes Schutzgut, das oft mit der „natürlichen Umwelt“ fast identisch gesehen wird. Das stimmt zwar nicht, weil zur natürlichen Umwelt auch die nicht-biologischen Faktoren zählen, weist aber auf den hohen Stellenwert des Begriffs. Als Hauptursache des Rückgangs wird meist der Habitatverlust (siehe Abschnitt 5.3.1.3) angesehen, der näherungsweise in der Kategorie „Naturraumbeanspruchung“ erfasst wird. Dabei wird zweierlei übersehen:

1. die falsche oder zu intensive Landnutzung ist nur zu den landbewohnenden Arten und zu den **terrestrischen** Ökosystemen in Beziehung zu setzen
2. auch für terrestrische Ökosysteme, aber vielleicht noch mehr für aquatische (Süßwasser und marin), gilt, dass die invasiven Arten („invasive species“) bereits zur zweitwichtigsten Bedrohung der biologischen Diversität geworden sind.

Die invasiven Arten nehmen durch die engen, globalen Handelsbeziehungen und wahrscheinlich auch durch den Tourismus stark zu; die Ausbreitung erfolgt also hauptsächlich in der Technosphäre. Sie wird aber sofort zum Umweltproblem, wenn sich vermehrungsfähige Individuen einer Art, die zum Überleben günstige Vorbedingungen mitbringt bzw. vorfindet (z.B. keine natürlichen Feinde in der „Wahlheimat“) der Kontrolle

durch den Menschen entziehen. Besonders solche Ökosysteme, die sich über lange Zeit isoliert vom Rest der Welt entwickelt haben (Australien, Neu Seeland) sind sehr bedroht. Aber auch im Amerika und Europa haben sich invasive Arten teilweise zu einer Landplage entwickelt. Wie sehr auch die marinen Ökosysteme in Mitleidenschaft gezogen sind, zeigt die Problematik des Ballastwassers der Tanker, das meist noch ohne Reinigung im Zielhafen entleert wird.

Eine generelle Charakterisierung dieser „neuen“ Kategorie ist zur Zeit noch nicht möglich. Cowell & Clift (1997) haben in einer Analyse landwirtschaftlicher Systeme darauf hingewiesen, dass die Ökobilanz in ihrer damaligen (und jetzigen) Form für die technischen Systeme im engeren Sinn entwickelt wurde; vielleicht stammt daher auch ihre „Chemielastigkeit“. Für den Spezialfall der gentechnisch veränderten Organismen haben Klöpffer et al. (2001) ein Indikatormodell entwickelt, das die mit der Freisetzung von gentechnisch veränderten Pflanzen verbundenen Risiken in einem Scoringssystem zu erfassen gestattet. Diese Wirkungskategorie erlaubt jedoch in ihrer gegenwärtigen Form (noch) nicht den Vergleich zwischen potentiell invasiven gentechnisch veränderten Organismen und natürlichen invasiven Arten, die durch die geographische Verfrachtung zu solchen werden.

Relevanz der Wirkungskategorie Ökosystemare Wirkungen (von biologischen Emissionen)

Ein Bezug zu Betriebsstörungen ergibt sich immer dann, wenn in technischen Anlagen (über)lebensfähige Organismen z.B. für biotechnologische Prozesse gezüchtet werden. Falls solche Organismen bei einer Betriebsstörung in die Umwelt gelangen, können negative Folgen nicht ausgeschlossen werden. Nur solche Organismen, die in der freien Natur oder auf Kulturflächen, in Oberflächengewässern usw. **nicht** überleben können, können als weitgehend sicher gelten. In einem erweiterten Sinn müssen alle Transporte über Erdteile hinweg als mögliche Kontaminationsquellen gelten, besonders im Falle von Betriebsstörungen und Unfällen, Schiffshavarien und dgl.

5.3.4.3 Humantoxische Wirkungen

Humantoxische biologische Emissionen sind Krankheitserreger im weitesten Sinn. Sie können prinzipiell über die mobilen Umweltmedien, z.B. verseuchte Flüsse und Aerosole, vor allem aber innerhalb der Technosphäre durch Verkehr, Tourismus etc. zunehmend global verteilt werden. Wenn die Übertragung nur von Mensch zu Mensch erfolgt, kann von einem Umweltproblem nur bedingt gesprochen werden. Die Folgen sind aber nicht weniger real (siehe AIDS). Diese Wirkungen wurden unseres Wissens noch nie in einer Ökobilanz behandelt, es liegen daher auch keine Vorschläge für geeignete Indikatoren und Charakterisierungsfaktoren vor.

Relevanz der Wirkungskategorie Humantoxische Wirkungen (von biologischen Emissionen)

Es gilt prinzipiell das gleiche, was für die ökotoxikologischen Wirkungen von biologischen Emissionen gesagt wurde. Betriebsstörungen können auch in Anlagen auftreten, die mit pathogenen Organismen, Toxinen etc. arbeiten. Da in diesen Fällen – zum Un-

terschied von den stets verharmlosten ökotoxischen Wirkungen – das Gefahrenpotential jedoch bekannt ist, dürften erhöhte Sicherheitsvorkehrungen die Regel sein.

5.3.5 Weitere Kategorien (E)

5.3.5.1 Unfälle

Eine Wirkungskategorie „Casualties“ (kann Unfälle und Unfallopfer bezeichnen) wurde von Udo de Haes (1996) [81] als Merkposten in den Schlussbericht der SETAC-Europe Working group Impact Assessment (WIA-1) aufgenommen aber nicht ausgearbeitet. Sie geht zurück auf eine Kategorie mit der Bezeichnung „Direct victims“ in CML (1992) [16]. Auch in der 2. Arbeitsgruppe zum selben Thema (WIA-2), Udo de Haes et al. (2002) [83] wurde die Kategorie nicht aufgegriffen. Guinée et al. (2002) [36] präzisieren, dass es sich um die Unfallopfer handelt: *„This impact category refers to casualties resulting from accidents. The area of protection is human health.“* Als Charakterisierung wird in Teil 2A, dem eigentlichen Leitfaden, die ungewichtete Aggregierung der Opfer empfohlen, was einer Übernahme der in der Sachbilanz erhobenen Daten entspricht (Charakterisierungsfaktor = 1). Im Tabellenwerk (Teil 2B) werden keine näheren Angaben gemacht. Im wissenschaftlichen Teil 3 wird begründet, warum immer noch die ungewichtete Aggregierung empfohlen wird, wie bereits in CML (1992) [16]. Das Problem wird im Zusammenhang mit der Einbeziehung des Arbeitsplatzes in die Wirkungsabschätzung gesehen (Dänische Methode EDIP, siehe 1. Zwischenbericht Abschnitte 3.5.7 und 3.5.8). Die sich prinzipiell anbietende Aggregierungsmethode ist DALY, die mit anderen, die Humantoxizität erfassenden Kategorien zu „Human Health“ aggregiert werden könnte. Damit besteht aber in der Praxis der Ökobilanzierung noch wenig Erfahrung.

Relevanz der Wirkungskategorie Unfälle

Diese allerdings nur unzureichend ausgearbeitete Wirkungskategorie ist von größter Bedeutung für das vorliegende Problem. Die vorgeschlagene Quantifizierung setzt statistisches Material zur Anzahl der Unfallopfer voraus, die weiterführende Aggregierung über DALY auch eine Möglichkeit zur Abschätzung der „disability“ bis hin zu Todesfällen. In der geplanten neuen Wirkungskategorie „Risikomaßzahl“ werden die Unfälle als Unterpunkt der Betriebsstörungen berücksichtigt werden.

CML sieht die Wirkungskategorie allerdings im Zusammenhang mit dem Arbeitsplatz (s.o.), worin eine gewisse Inkonsistenz in der Grenzziehung zwischen Technosphäre und Umwelt liegt. Arbeitsunfälle wurden von einer vertieften Behandlung in diesem Projekt ausgeschlossen. Unfälle im weiteren Sinne können allerdings nicht ausgeschlossen werden, wobei die Grenze durch die Definition der Technosphäre gezogen wird.

5.3.5.2 Gesundheitsschädigung am Arbeitsplatz

Diese potentielle Wirkungskategorie, die bisher nur in Skandinavien als zur Wirkungsabschätzung gehörig betrachtet wird, wirft tiefgehende Fragen zur Abgrenzung zwischen Technosphäre und Umwelt auf. Nach mehrheitlicher Auffassung der Ökobilanzierer sind Wirkungen innerhalb der Technosphäre **nicht** Bestandteil der Komponente

Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanz. Die Gründe dafür werden im Abschnitt 5.2.2, „Technosphäre“ erläutert. Die einschlägige Literatur wurde im 1. Zwischenbericht (Abschnitte 3.5.7, 3.5.8 und 3.7.1.6) ausgewertet.

Relevanz der Wirkungskategorie Gesundheitsschädigung am Arbeitsplatz

Durch die Trennung von Technosphäre und Umwelt gehört diese vorgeschlagene Kategorie **nicht** in die Komponente Wirkungsabschätzung der Ökobilanz.

5.3.5.3 Austrocknung

Die vorgeschlagene Wirkungskategorie Austrocknung („desiccation“) kann als Folge falschen Wassermanagements und schlechter landwirtschaftlicher Praxis (ggf. in Kombination mit klimatischen Entwicklungen) als Unterkategorie der „Naturraumbeanspruchung“ angesehen werden und überlappt mit der „Erosion“ (Verlust von Boden). Sie wird - wahrscheinlich zu Unrecht - als eine Kategorie gesehen, die ein vorwiegend für Entwicklungsländer typisches Problemfeld in die Ökobilanz einführt. Wenn dem so ist, wird ihr im Zusammenhang mit der „Globalisierung“ der Ökobilanz durch die UNEP/SETAC Life Cycle Initiative in Zukunft eine größere Bedeutung zukommen. Guinée et al. (2002) [36] erwähnen „desiccation“ im Kapitel Ressourcen/ Land use, empfehlen aber keine Charakterisierung. Dies wird im theoretischen Teil 3 mit der Abwesenheit eines brauchbaren Indikators begründet.

Relevanz der Wirkungskategorie Austrocknung

Durch die vorwiegenden Ursachen (Wassermanagement, Landwirtschaft) hat diese Kategorie mit großer Wahrscheinlichkeit keine Relevanz für die Betriebsstörungen, es sei denn lokal bei massiven Auswirkungen.

5.3.5.4 Landschaftszerstörung

Ähnlich wie die vorgenannte Kategorie hat die Landschaftszerstörung auch mit Naturraumbeanspruchung zu tun. Allerdings ist die vom Menschen geschaffene oder beeinflusste Landschaft nicht allein an ihrer Natürlichkeit zu bemessen, sind es doch gerade die alten Kulturlandschaften, oft auch unter Einbeziehung modernerer Bauwerke, wie Brücken, Viadukten etc., die zu den schönsten Landschaften zählen. Die Bewertung solcher Landschaften und geplanter Eingriffe entzieht sich einer streng objektiven Methode und wird praktisch mit Hilfe von Panels durchgeführt. Guinée et al. (2002) [36] sehen daher keine Möglichkeit einer Einbeziehung in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz.

Relevanz der Wirkungskategorie Landschaftszerstörung

Landschaftszerstörung kann bei schweren Unfällen (z.B. bei großen Tankerunfällen in Küstennähe) relevant sein. Dem steht die Schwierigkeit einer Quantifizierung gegenüber, die ggf. durch das für die Naturraumbeanspruchung adaptierte Konzept der Heme-robiestufen (das aus der Landschaftsökologie entliehen wurde) gelöst werden könnte.

5.4 Auswertung

In der folgenden Tabelle 5.1 sind die in Abschnitt 5.3 enthaltenen Erörterungen zum Inhalt der einzelnen Wirkungskategorien und zu ihrer Relevanz für die Einbeziehung der Störfälle in die Ökobilanz aufgelistet und bewertet.

In der Spalte „Reichweite“ wird durch die drei Begriffe „lokal, regional, global“, auch in Kombination, ein grobes Bild von der räumlichen Dimension der jeweiligen Wirkung gegeben. Bei den Wirkungskategorien der Gruppe A (Ressourcenverbrauch) geben diese Bezeichnungen den Handelsraum (bzw. die Bewirtschaftung im Falle A3) an: wichtige abiotische Ressourcen werden in der Regel global gehandelt, Wasser ist auf regionale Verteilung begrenzt usw. In den Kategorien der Gruppen B-E sind es tatsächlich die Wirkungen, in Abhängigkeit von der jeweiligen „intervention“ (Überbegriff für Emissionen und andere Eingriffe). Die Zuordnung „lokal bis global“ bei toxischen Wirkungen ergibt sich durch die weltweite Ausbreitung mancher Schadstoffe (B6, B7) bzw. Schadorganismen (D1, D2), wobei der Transport, besonders bei Schadorganismen, durchaus auch über menschliche Transportmittel erfolgen kann.

In der Spalte „Bedeutung“ wird in einer 4-stufigen Skala (0, +, ++, +++) die geschätzte Wichtigkeit der jeweiligen Kategorie für die Auswirkungen von Betriebsstörungen angegeben. In der letzten Spalte werden kurze Kommentare gegeben, die auch auf Abschnitt 5.3 Bezug nehmen. Die Anmerkung „additiv“ bedeutet, dass die Verwendung der Kategorie ohne Einführung einer neuen Unterkategorie problemlos möglich ist.

Tabelle 5.1 Analyse der Wirkungskategorien in Hinblick auf Betriebsstörungen

Wirkungskategorie	Reichweite	Bedeutung	Bemerkungen
A Ressourcenverbrauch			
A1 Abiotische Ressourcen	global	+	nur in besonderen Fällen
A1a UK Wasser	lokal-regional	++	Verfügbarkeit von Grund- und Oberflächenwasser
A2 Biotische Ressourcen	lokal - global	+	nur in besonderen Fällen und bei kleinräumiger Betrachtung
A3 Naturraumbeanspruchung	lokal	+	bei Sekundärwirkungen
B Wirkungen durch chemische Emissionen			
B1 Klimaänderung	global	++	additiv, Kategorie vorhanden
B2 Stratosphärischer Ozonabbau	global	+	additiv, Kategorie vorhanden
B3 Bildung von Photooxidantien	regional	++	bei Ausfall von Rückhaltetechnik, Kategorie vorhanden
B4 Versauerung	regional	++	bei Ausfall von Rückhaltetechnik, Kategorie vorhanden
B5 Eutrophierung (aquatisch und terrestrisch)	regional	+	bei Ausfall von Rückhaltetechnik, Kategorie vorhanden
B6 Humantoxizität	lokal-global	+++	eigene Unterkategorie nötig „lokal“, akut wichtig, DALY prüfen
B7 Ökotoxizität	lokal-global	++	eigene Unterkategorie nötig „lokal“, „akute Tox.“ für Wasser, Boden/Grundwasser und Sediment
B8 Geruch	lokal	++	
C Wirkungen durch physikalische Emissionen			
C1 Lärm	lokal	+	falls überhaupt: akute Belastung
C2 Ionisierende Strahlung	lokal-regional	+++	für kerntechnische Anlagen, Transporte etc.
C3 Abwärme	lokal	+	ungewichtet als Energie
D Wirkungen durch biologische Emissionen			
D1 Ökosystemare Wirkungen	lokal-global	++	kein genereller Indikator verfügbar, Biotechnologie und gentechnisch veränderte Organismen, Transporte, Tourismus
D2 Humantoxische Wirkungen	lokal-global	++	kein Indikator verfügbar; B-Waffen Labors u.ä.
E Weitere Kategorien			
E1 Unfälle	lokal	+++	ohne Arbeitsunfälle; Einbeziehung in die „Risikomaßzahl“
E2 Gesundheitsschädigung am Arbeitsplatz	lokal	0	gehört in die Technosphäre
E3 Austrocknung	lokal-regional	0	Fehler bei Wassermanagement und Landwirtschaft
E4 Landschaftszerstörung	lokal	++	bei schweren Unfällen relevant

Im folgenden werden nur jene Kategorien diskutiert, die mit ++ oder +++ eingestuft wurden.

A Ressourcenverbrauch

In dieser Gruppe wird nur die Unterkategorie A1a „Wasser“ als abiotisch-regenerierbare Ressource mit ++ eingestuft. Damit soll auf die eingeschränkte Verfügbarkeit im Falle von Verunreinigungen hingewiesen werden (besonders für Grundwasser wichtig).

B Wirkungen durch chemische Emissionen

In dieser Gruppe sind 5 von 8 Kategorien eingestuft:

B1	Klimaänderung (++)
B3	Bildung von Photooxidantien (++)
B4	Versauerung (++)
B6	Humantoxizität (+++)
B7	Ökotoxizität (++)
B8	Geruch (++)

Unter diesen kann B1 problemlos mit der (globalen) Wirkungskategorie quantifiziert werden. B3 und B4 sind typisch regionale Wirkungskategorien und nicht streng additiv; es erscheint dennoch vertretbar, dass in diesen Fällen die Kategorie ohne Unterkategorie eingesetzt wird. B8 kann vom Wirkmechanismus her als lokale Wirkungskategorie eingestuft werden.

Bei den Kategorien B6 und B7 sollten Unterkategorien für hohe, akute, relativ kurzzeitige Schadstoffbelastungen definiert werden, die mit der typischen Umweltbelastung (niedrige, chronische, langzeitige Schadstoffbelastung) kontrastieren. In dieser Kategorie können auch typische, gut belegte ökologische Schadwirkungen, wie z.B. die durch ausfließendes Öl bei Tankerunfällen getöteten Seevögel erfasst werden.

C Wirkungen durch physikalische Emissionen

In dieser Gruppe wurden nur die (Wirkungen durch) Ionisierende Strahlung mit +++ eingestuft. Störfälle in kerntechnischen Anlagen bedürfen beispielsweise für den allerdings seltenen Fall starker Freisetzungen einer anderen Bewertung für den Nahbereich, als für den Fernbereich. Auch aus chemischen Anlagen können radioaktive Stoffe freigesetzt werden, z.B. aus Messgeräten.

D Wirkungen durch biologische Emissionen

Die beiden vorgeschlagenen Kategorien dieser Gruppe sind mit ++ eingestuft. Da in beiden Fällen (noch) kein genereller Indikator gefunden wurde, kann hier nur auf die Notwendigkeit weiterer Entwicklungsarbeiten hingewiesen werden

E Weitere Kategorien

In dieser Gruppe sind bisher ungenügend oder gar nicht behandelte Kategorien zusammengefasst. E1 („Unfälle“) wird hier mit +++ eingestuft, da für die Problemstellung von zentraler Bedeutung. Diese Kategorie sollte in der geplanten Wirkungskategorie „Risikomaßzahl“ aufgehen. Dabei ist zu beachten, dass hier **nicht** die Arbeitsunfälle gemeint

sind, sondern die Unfallopfer in der Umgebung, z.B. einer chemischen Fabrik. Ein tragisches Beispiel dieser Art ist der Chemieunfall in Bhopal (Indien), der Tausende von Bewohnern der umliegenden Stadt zum Opfer fielen (Todesfälle und jetzt noch lebende Unfallopfer).

Nicht berührt von der Grenzziehung Technosphäre/Umwelt, der zu Folge die Arbeitsunfälle nicht in die Wirkungsabschätzung aufgenommen werden, sind gewisse Auswertungsmethoden bzw. Indikatoren, wie die von der WHO vorgeschlagenen „DALY“; diese beziehen sich keineswegs nur auf Arbeitsunfälle, sondern können auf Beeinträchtigungen von Gesundheit und Leben generell angewendet werden.

Ferner wird in der Gruppe E die Landschaftszerstörung (E4) durch schwere Unfälle mit ++ vorgemerkt, auch wenn eine allgemeine Quantifizierung dieser Wirkungskategorie schwierig erscheint.

Schlussfolgerung

Die nunmehr getroffene klare Grenzziehung zwischen Technosphäre und Umwelt erlaubt eine ebenso klare Unterscheidung, welche vorgeschlagenen Wirkungskategorien im Rahmen einer Ökobilanz zu behandeln sind und welche nicht. Vor allem ist hervorzuheben, dass eine bisher diskutierte Kategorie „Arbeitsunfälle“ in diesem Projekt nicht weiterverfolgt wird, was jedoch nicht bedeutet, dass Unfallopfer in der Produktbewertung generell nicht betrachtet werden sollen.

Die weiter zu verfolgenden Wirkungskategorien teilen sich in zwei Gruppen: solche, die aufgrund ihres globalen bzw. regionalen Wirkungsspektrums ohne weitere methodische Anpassung mit den bestehenden Modellen (Indikatoren) behandelt werden können und in solche, für die Unterkategorien zu entwickeln sein werden. Zur ersten Gruppe gehören: Klimaänderung, Stratosphärischer Ozonabbau, Bildung von Photooxidantien und Versauerung. Zur zweiten Gruppe gehören: Wasser (Unterkategorie von Abiotische Ressourcen), Humantoxizität, Ökotoxizität, Ionisierende Strahlung und Unfälle (ohne Arbeitsunfälle). Für diese sollen bereits existierende Indikatoren soweit abgeändert bzw. angepasst werden, dass die lokale und akute Wirkung abgebildet wird. Voraussetzung für die Anwendung der existierenden Wirkungskategorien und angepassten Unterkategorien ist eine ausreichende Datenlage (siehe Ablaufschema und Erläuterungen zu diesem).

Methodisches Neuland wird bei der zu entwickelnden neuen Wirkungskategorie „Risiko“ begangen. Der ins Auge gefasste Indikator „Risikokennzahl“ muss sich aus einem der im nächsten Kapitel analysierten Risikoermittlungsverfahren (oder aus einer Kombination von solchen) ableiten lassen. Diese Entwicklung kann nur in enger Verbindung mit der Beispielbearbeitung durchgeführt werden.

Da Eintrittswahrscheinlichkeiten generell schwieriger zu ermitteln sind, als Eigenschaften von Gefahrstoffen und risikoerhöhende Betriebsbedingungen, ist abzusehen, dass die Quantifizierung des Risikos wahrscheinlich auf der Stufe des Risikopotentials erfolgen wird.

6 Auswertung bestehender Risikoermittlungsverfahren

6.1 Einleitung

Im diesem Kapitel wird eine breite Auswahl in verfahrenstechnischen Anlagen gebräuchlicher Risikoermittlungsverfahren vorgestellt und hinsichtlich ihrer Eignung zur Integration von Risikofaktoren in die Ökobilanz bewertet. Bei der Auswahl der hier untersuchten Risikoermittlungsverfahren wurde berücksichtigt, ob die Methoden aufgrund ihrer praktischen Anwendung eine gewisse Verbreitung (und damit Bedeutung) haben. Ferner wurde darauf geachtet, dass verschiedene Typen von Risikoermittlungsverfahren vertreten sind, so dass charakteristische Merkmale herausgearbeitet und bewertet werden können. Eine Vorstellung weiterer Variationsmöglichkeiten eines Typs war dann nicht mehr erforderlich.

Die Methoden wurden für unterschiedliche Einsatzzwecke entwickelt und haben dadurch ihre spezifische Ausprägung. Keine der Methoden wurde unmittelbar für die hier gegebene Fragestellung, die Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz, angelegt. Schon aus diesem Grund ist nicht in jedem Fall davon auszugehen, dass die Methoden als Ganzes direkt und ohne Abstriche einsetzbar sind. Schwerpunkt der Prüfung ist daher,

- ob die Methoden als Ganzes geeignet erscheinen,
- ob bestimmte Merkmale der Risikoermittlungsverfahren grundsätzlich einer Integration in die Methodik der Ökobilanzierung entgegenstehen,
- ob bestimmte methodische Ansätze für Teilanalysen verwendbar sind und
- ob die Verfahren ggf. zweckmäßig weiterentwickelt werden können.

Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden zunächst grundlegende Begriffe und Vorgehensweisen eingeführt. Auf dieser Grundlage werden Kriterien für die Bewertung der nachfolgend beschriebenen Risikoermittlungsverfahren abgeleitet.

6.2 Grundlagen

Der „Risiko“-Begriff

Bei der Abschätzung und Bewertung von Risiken sowie beim Umgang mit Risiken spielen verschiedene Aspekte, d.h. naturwissenschaftliche, rechtliche und sozialwissenschaftliche Aspekte, eine Rolle, zwischen denen wiederum Zusammenhänge und Wechselwirkungen bestehen. Im Rahmen der vorliegenden Ausarbeitung konzentrieren wir uns auf die technisch-naturwissenschaftlichen Aspekte und die dazu entwickelten Methoden.

Im technisch-naturwissenschaftlichen Zusammenhang wird das Risiko i.d.R. als Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß definiert. Diese (ursprünglich aus dem Versicherungswesen stammende) vereinfachte Betrachtungsweise ist insbesondere dann umstritten, wenn die so ermittelten Zahlenwerte für unterschiedliche techni-

sche Risiken miteinander verglichen werden und wenn, z.B. im politischen oder gesellschaftlichen Diskussionsprozess, auch andere Aspekte einbezogen werden sollen. Unabhängig davon wird im Folgenden für die Zwecke des Forschungsvorhabens von dieser einfachen Definition ausgegangen. Daraus ergibt sich, dass die beiden genannten Faktoren, „Eintrittswahrscheinlichkeit“ und „Schadensausmaß“, für eine Charakterisierung technischer Risiken wesentlich sind und somit auch bei der Ermittlung und Bewertung störungsbedingter Risiken verfahrenstechnischer Anlagen genaue Kenntnisse über die entsprechenden Sachverhalte vorliegen müssen.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass bei der Risikoanalyse Arbeitsschritte bzw. Entscheidungsschritte durchzuführen sind, die mit sehr unterschiedlichen Aussagesicherheiten verbunden sein können. Die Bandbreite ist auf vielfältige Einflussgrößen zurückzuführen (statistische Streuung, Modellunsicherheiten, Unvollständigkeit, Kenntnislücken). Das Ausmaß der Unsicherheiten oder des Unwissens ist deshalb ein wichtiges Qualitätsmerkmal einer Risikoanalyse und hat ebenfalls Auswirkungen auf die Risikowahrnehmung, Risikobewertung und die Zuordnung und Zusammenfassung von Risikotypen [58].

Risikoanalysen

Der sichere Betrieb von Maschinen und Anlagen verlangt ein systematisches Vorgehen, um Risiken zuverlässig zu erkennen und auszuschalten oder auf ein tragbares Maß zu begrenzen, bevor Personen, Umwelt oder Sachwerte geschädigt werden [46].

Risikoanalysen können durchgeführt werden zur Ermittlung des Störfall- oder Unfallrisikos von Anlagen mit hohen Schadstoffinventaren oder von Vorgängen mit hohem Gefährdungspotential. Darin können Eintrittswahrscheinlichkeiten von störfallbedingten Schadstofffreisetzungen sowie deren Auswirkungen auf Menschen und die Umwelt abgeschätzt werden. Risikoanalysen sind daher in vielen Fällen Bestandteil umfassender und systematischer Sicherheitsanalysen. Auf der Grundlage detaillierter Anlagenkenntnisse und einer ausreichenden Datenbasis umfasst die Risikoanalyse im Idealfall folgende Schritte [58]:

- Ermittlung störfallauslösender Ereignisse und Bestimmung ihrer Eintrittswahrscheinlichkeiten.
- Ermittlung der resultierenden Störfallabläufe.
- Bestimmung der Versagenswahrscheinlichkeit von Sicherheitssystemen und Schutzmaßnahmen.
- Bestimmung der Freisetzungsmengen und –zeitdauer.
- Berechnung der Schadstoffausbreitung und der individuellen und kollektiven Dosisbelastung.
- Bestimmung des Schadensausmaßes anhand von Dosis-Wirkungsbeziehungen.
- Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen.
- Ergebnisdarstellung und Charakterisierung des Risikos.

Umfassende Risikoanalysen nach diesem Muster wurden insbesondere im Bereich der Kerntechnik, in Einzelfällen auch im Bereich der chemischen Industrie sowie zu weiteren Risikotechnologien (Luft- und Raumfahrt, Gentechnik) durchgeführt. Die durchgeführten Risikoanalysen unterscheiden sich in der Methodik, im Untersuchungsumfang und in der Ausgestaltung der einzelnen Arbeitsschritte: Es werden sowohl probabilistische als auch deterministische Methoden eingesetzt. In vielen Fällen ist die Ermittlung von Zahlenwerten nicht möglich, da keine geeignete Datenbasis vorhanden ist. Die Analysen sind z.T. auf bestimmte Betriebszustände bzw. bestimmte Randbedingungen begrenzt. Auf eine quantitative Ermittlung der Störfall- oder Unfallfolgen wird in vielen Fällen verzichtet. Eine vollständige, systematische Unsicherheitsanalyse (mit entsprechender Ergebnisdarstellung) wird nicht durchgängig durchgeführt.

Daraus resultieren Defizite und Schwierigkeiten bei der Analyse und eine eingeschränkte Vergleichbarkeit bzw. Übertragbarkeit der Ergebnisse, die im Wesentlichen auf Unzulänglichkeiten bzw. Unterschiede bei der Methodik und in der Datenbasis zurückzuführen sind. Dies zeigt sich um so mehr bei der Bewertung der Risikoanalysen für die sehr uneinheitlichen verfahrenstechnischen Anlagen. Das Hauptziel der Risikoanalyse ist demzufolge meist weniger die Ermittlung absoluter Risikowerte und deren Vergleich als vielmehr bezogen auf die Einzelanlage die systematische Identifizierung möglicher Gefahrenquellen bzw. Schwachstellen, die Ermittlung geeigneter Maßnahmen zur Vermeidung unerwünschter bzw. unzulässiger Auswirkungen und die Prüfung des Sicherheitskonzepts (Eignung, Ausgewogenheit, Abhilfemaßnahmen).

Risikoscreening und Risikoermittlung

Die Erfahrung zeigt, dass umfassende und i.S.d. oben beschriebenen Schritte vollständige Risikoanalysen nur in wenigen Einzelfällen bzw. in begrenzten Anwendungsgebieten durchgeführt werden. Dies ist mit dem hohen Aufwand begründet, der bei komplexen technischen Anlagen insbesondere für exakte quantitativen Betrachtungen (Ausfallwahrscheinlichkeiten) verbunden ist. Zudem ist im Bereich verfahrenstechnischer Anlagen oft aufgrund der Heterogenität der Prozesse und der Vielzahl der technischen Detaillösungen keine tragfähige Datenbasis verfügbar, bzw. diese wird nicht systematisch in einer Auswertung der Betriebserfahrung erhoben. Allerdings sind im Bereich der Chemieindustrie teilweise auch standardisierte Lösungen für bestimmte Verfahrensschritte sowie für einzelne Baugruppen bzw. Teilsysteme verbreitet, so dass bei entsprechender Vereinfachung und geringerem Detaillierungsgrad der Analyse allgemeine Erfahrungswerte bzw. in anderen Analysen (z.B. für andere Prozesse) gewonnene Erkenntnis übertragbar sein können. Eine solche Vereinfachung ist für den hier gegebene Anwendungsfall ohnehin zweckmäßig, da nicht davon auszugehen ist, dass dem Ersteller der Ökobilanz alle erforderlichen Daten (z.B. zum betrieblichen Ausfallverhalten von Komponenten und Systemen, zur Häufigkeit und Tragweite betrieblicher Störungen) in dem für eine umfassende Detailanalyse erforderlichen Tiefgang zur Verfügung stehen oder zugänglich gemacht werden können. Eine spezielle Einzelfallanalyse ist für die allgemeine Betrachtung im Bereich der Ökobilanzierung nicht zielführend.

Der Aufwand für eine umfassende (quantitative) Risikoanalyse einer komplexen verfahrenstechnischen Gesamtanlage kann i.d.R. im Rahmen in einer Ökobilanz nicht geleistet werden. Aus diesem Grund ist eine sinnvolle Begrenzung auf relevante Teilbereiche erforderlich. Es ist daher zweckmäßig, ein zweistufiges Verfahren zu durchlaufen.

1. **Risiko-Screening:** In einem vorgelagerten Analyseschritt wird der Prozess dahingehend untersucht, welche Verfahrensstufen für die weitere Analyse relevant sind. Dabei wird mit einer möglichst einfachen Methodik ermittelt,
 - welche wesentlichen Wirkungen bzw. Risikofaktoren bei dem Prozess auftreten und
 - wo bei einer vergleichenden Betrachtung verschiedener Prozesse die unter Risikoaspekten wesentlichen Unterschiede liegen.
2. **Risikoermittlung (Detailanalyse):** Für die im ersten Schritt (Risiko-Screening) identifizierten relevanten Verfahrensstufen wird eine Detailanalyse zur Ermittlung und Bewertung der mit dem Prozess verbundenen Risiken durchgeführt. Der mögliche Detaillierungsgrad und Tiefgang der Detailanalyse ergibt sich i.d.R. aus der verfügbaren Datenbasis.

6.3 Kriterien zur Bewertung der Risikoermittlungsverfahren

Bei einer Unterscheidung zwischen einem vereinfachten Risiko-Screening auf der einen Seite sowie einer Detailanalyse zur Risikoermittlung und Risikobewertung auf der anderen Seite, ist auch die Bewertung der Eignung der Risikoermittlungsverfahren entsprechend zu differenzieren. Dafür lassen sich folgende Randbedingungen angeben:

Der erste Schritt, **Risiko-Screening**, soll einen schnellen Überblick zur Auswahl der unter Risikoaspekten relevanten Verfahrensstufen ermöglichen. Die dafür einsetzbaren Methoden müssen daher leicht handhabbar sein, universell einsetzbar sein und einfach nachvollziehbare Ergebnisse als Entscheidungsgrundlage für die nachfolgende Auswahl liefern. Auf eine exakte Risikoermittlung kann in diesem Schritt verzichtet werden. Vor diesem Hintergrund sind in erster Linie die nachfolgend unter den Nummern „A“ (Identifizierung von Risikominderungspotentialen) und „B“ (Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der Angaben) genannten Kriterien anwendbar, wobei in den Einzelpunkten i.d.R. nur eine überschlägige Betrachtung angemessen ist. Dabei erscheint für eine erste Annäherung eine Orientierung am Risikopotential zweckmäßig. Die unter „C“ (Eignung im Rahmen der Ökobilanzierung) genannten Kriterien sind dagegen in diesem Schritt von untergeordneter Bedeutung, aber insoweit zu beachten, dass im Screening keine zur späteren Detailanalyse konträren Ergebnisse ermittelt werden (z.B. durch Berücksichtigung voneinander abweichender Risikofaktoren bzw. Wirkungskategorien).

Die für die **Risikoermittlung** in Frage kommenden Methoden müssen eine im Vergleich zum Risiko-Screening exaktere und ggf. differenziertere Risikoermittlung ermöglichen. Dabei steht im Vordergrund, dass Ergebnisse in einer Form geliefert werden, die in die Ökobilanz übernommen werden können (Bezug zur funktionellen Einheit, etc.). Vor diesem Hintergrund sind in erster Linie die unter „B“ und „C“ genannten Kriterien

maßgeblich, während die unter „A“ genannten Aspekte weitgehend unter dem vorgelagerten Screening-Schritt behandelt werden können.

Für die Berücksichtigung von Risikoaspekten in der Ökobilanz ergeben sich folgende Bewertungskriterien für Risikoermittlungsverfahren:

A) Identifizierung von Risikominderungspotentialen

- Alle anlagentechnischen Aspekte, die zu störungsbedingten Risiken der verfahrenstechnischen Anlage beitragen können, müssen in die Risikoermittlung einbezogen werden. Eine umfassende und vollständige Betrachtung der Einflussgrößen auf störungsbedingte Risiken ist erforderlich.
- Das Risikoermittlungsverfahren sollte geeignete Instrumente einsetzen
 - zur Gefahrenanalyse und
 - zur Beurteilung der Eignung von Sicherheitsmaßnahmen.
- Das Risikoermittlungsverfahren sollte geeignete Bewertungsmethoden einsetzen
 - zur Bewertung der Wirksamkeit von Gefahrenquellen und
 - zur Bewertung der Erforderlichkeit von Sicherheitsmaßnahmen.

B) Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der Angaben

- Die Ergebnisse des Risikoermittlungsverfahrens müssen unter Darstellung der ausschlaggebenden Kriterien transparent und nachvollziehbar sein. Die Ermittlung und Darstellung der Ergebnisse muss deren Übertragbarkeit und die Vergleichbarkeit mit anderen Prozessketten bzw. Produktsystemen ermöglichen.
- Für eine allgemeine Anwendbarkeit mit einer einheitlichen Vorgehensweise ist ein methodisch fundiertes Vorgehen nach objektivierbaren Kriterien Voraussetzung. Vorwiegend subjektiv begründbare Entscheidungsschritte sowie große Ermessensspielräume schränken die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse ein.
- Die Risikoermittlungsverfahren müssen für die Bandbreite verfahrenstechnischer Prozesse einsetzbar sein.

C) Eignung im Rahmen der Ökobilanzierung

- Die Berücksichtigung von Risikoaspekten in der Ökobilanz erfordert eine quantitative Größe, z.B. eine Risikomaßzahl. Wenn der Risikoaspekt annähernd vollständig abgebildet werden soll, müssen sowohl das Schadensausmaß als auch die Eintrittswahrscheinlichkeit in diese quantitative Größe eingehen.
- Von Bedeutung ist, ob das Risikoermittlungsverfahren absolute oder relative Werte liefert. Bei relativen Werten ist nur eine eingeschränkte Vergleichbarkeit von Verfahren gegeben.
- Das Risikoermittlungsverfahren muss Ergebnisse liefern, die auf die funktionelle Einheit der Ökobilanz bezogen werden können.

- Die Risikoermittlung durch den Ersteller der Ökobilanz muss auf der Basis allgemein verfügbarer Daten ohne spezielle Voraussetzungen (z.B. spez. Expertenwissen, spez. Programme) möglich sein. Für die Bewertung der Eignung des Risikoermittlungsverfahrens kann dabei u.U. vorausgesetzt werden, dass erforderliche Informationen einer (derzeit noch nicht existenten) Datenbank zu Gefährdungspotentialen verfahrenstechnischer Anlagen entnommen werden können.
- Die Handhabbarkeit und Anwendung der Methoden muss einfach sein. Die Komplexität und der erforderliche Detaillierungsgrad der Analysen müssen dem beabsichtigten Verwendungszweck der Ergebnisse in der Ökobilanz entsprechen. Der Aufwand für umfassende Sicherheitsanalysen kann im gegebenen Zusammenhang nicht geleistet werden.
- Das Risikoermittlungsverfahren muss alle Wirkungen, die in der Ökobilanz zu betrachten sind, einbeziehen, bzw. muss dahingehend erweiterbar sein. Das Risikoermittlungsverfahren muss offen sein für eine Weiterentwicklung für die speziellen Anforderungen in der Ökobilanz.

6.4 Kurzbeschreibung und erste Bewertung der Risikoermittlungsverfahren

Bei der Risikoanalyse verfahrenstechnischer Anlagen kommen verschiedene Verfahren zum Einsatz. Die Verfahren wurden unter von einander abweichenden Zielsetzungen und Randbedingungen sowie z.T. auch für spezielle Anwendungsbereiche entwickelt. Ein allgemein verwendetes Standardverfahren gibt es nicht. Die Risikoermittlungsverfahren werden oft in folgende Kategorien eingeteilt:

- intuitive Methoden,
- induktive Methoden,
- deduktive Methoden sowie
- Mischformen der zuvor genannten Kategorien.

Darüber hinaus ist eine Differenzierung danach möglich, ob eine quantitative, halbquantitative oder qualitative Aussage getroffen werden kann, ferner danach, ob eine graphische und / oder logische Verknüpfung dargestellt wird.

Im Folgenden werden die gängigsten Verfahren kurzgefasst beschrieben. Dabei wird auf die wesentlichen Charakteristika und die prinzipiellen Vorgehensweisen eingegangen. In diesem Zusammenhang ergibt sich auch, ob die jeweilige Methode einer der o.g. Kategorien zuzuordnen ist.

6.4.1 HAZOP- und PAAG-Verfahren

Das PAAG-Verfahren geht zurück auf das in Großbritannien bei der Firma ICI entwickelte HAZOP (Hazard and Operability) - Verfahren. Das HAZOP-Verfahren wurde im deutschsprachigen Raum von der Sektion Chemie der IVSS unter dem Begriff „PAAG-Verfahren“ 1978 [45] zuerst veröffentlicht (3. Auflage 2000 [46]) und ist inzwischen

weit verbreitet. Das PAAG-Verfahren beschreibt eine systematische Vorgehensweise zum Auffinden von Gefahrenquellen. Es kann prinzipiell auf alle industriellen Anlagen angewandt werden. Das PAAG-Verfahren ist ein methodisch gelenktes Brainstorming in einer Gruppe von Experten unterschiedlicher Fachrichtungen. Das PAAG-Verfahren vereint intuitive und induktive Elemente.

Die Abkürzung „PAAG“ steht für die vier grundlegenden Schritte des Verfahrens, die unabhängig von der konkreten Fragestellung bzw. dem betrachteten System durchlaufen werden:

- **Prognose von Störungen**
- **Auffinden der Ursache,**
- **Abschätzung der Auswirkungen sowie**
- **Gegenmaßnahmen.**

Prognose von Störungen

Die Funktionsfähigkeit des untersuchten Systems und seiner Einzelteile wird systematisch hinterfragt durch die Übertragung angenommener Abweichungen vom Sollzustand auf die realen Gegebenheiten der Anlage.

- **Zergliedern in überschaubare Funktionseinheiten bzw. Handlungssequenzen unter Berücksichtigung von**
 - der Komplexität des zu untersuchenden Objekts,
 - der Erfahrung und der Zusammensetzung des PAAG-Teams,
 - dem Gefahrenpotential des Objekts.
- **Formulieren der zugehörigen „Sollfunktionen“ als Anforderung,**
 - optimiert für die jeweiligen Gegebenheiten,
 - abhängig von der Komplexität der Untersuchung und der Erfahrung und der Zusammensetzung des PAAG-Teams.
- **Anwendung von Leitworten auf die Sollfunktion (sofern im Einzelfall sinnvoll oder möglich),**
 - „nein“ – Sollfunktion oder einzelne Aspekte davon sind nicht gegeben,
 - „mehr“ / „weniger“ – quantitative Zunahme bzw. Abnahme von Größen der Sollfunktion,
 - „sowohl als auch“ – qualitative Zunahme, d.h. Sollfunktion und zusätzlich weitere Eigenschaften werden erreicht,
 - „teilweise“ – qualitative Abnahme, d.h. Teile einer mehrteiligen bzw. mehrstufigen Sollfunktion werden nicht erreicht (unvollständig),
 - „Umkehrung“ – entgegengesetzter Ablauf bzw. Zustand,

- „anders als“ – Sammelbegriff für andere Abweichungen.

Auffinden der Ursachen

Die im ersten Schritt ermittelten hypothetischen Abweichungen auf das untersuchte System übertragen, um reale Ursachen zu finden. Als Abweichung gilt die Kombination von Sollfunktion und Leitwort. Als *primäre Ursachen* kommen prinzipiell in Frage:

- technisches Versagen,
- Ausfall von Energien und
- menschliche Fehlhandlungen.

Organisatorische Mängel werden i.d.R. nicht als primäre Ursachen angesehen und ggf. erst bei der Diskussion von Gegenmaßnahmen berücksichtigt. Die Ursachenfindung kann zu folgenden Ergebnissen kommen:

- Es wird eine Ursache für die Abweichung ermittelt. Die Abweichung lässt sich realisieren.
- Es ist keine Ursache denkbar. Die Abweichung lässt sich nicht realisieren und braucht im Folgenden nicht weiter betrachtet zu werden.
- Die potenziellen Ursachen der Abweichung liegen an einer bereits bezüglich einer andern Abweichung besprochenen Stelle (Verweis).
- Es ist ein Ursachenbaum vorgelagert, d.h. die Ursache kann wiederum durch verschiedene Ereignisse ausgelöst werden.

Abschätzen der Auswirkungen

Für die ermittelten möglichen Abweichungen werden die Auswirkungen in ihrer Tragweite schrittweise verfolgt. Dabei werden eventuell vorhandene Gegenmaßnahmen zunächst außer Acht gelassen, um Notwendigkeit der und Anforderungen an diese Einrichtungen prüfen zu können.

Festlegen von Gegenmaßnahmen

Das Festlegen von Gegenmaßnahmen dient dazu, die Einhaltung vorgegebener Schutzziele bzw. die dazu erforderlichen Sicherheitsfunktionen zu gewährleisten.

Bewertung

Mit dem PAAG-Verfahren können ausgehend von den anlagentechnischen Gegebenheiten (technische Sollfunktionen) systematisch strukturiert die Auswirkungen von Störungen nachvollzogen werden. Die prinzipielle Vorgehensweise ist zunächst unabhängig von möglichen Risikoaspekten (z.B. Umweltrisiken). Das systematische Anwenden der Leitworte auf die Sollfunktionen gewährleistet, dass die Bandbreite möglicher Störungen abgedeckt wird und die sich daraus ergebenden Risikoaspekte verfolgt werden können. Die Eignung von Sicherheitsmaßnahmen kann auf der Grundlage dieser Systematik beurteilt werden.

Die Gefahrenanalyse bzw. Prognose von Störungen ist wegen der eindeutigen und einheitlichen Struktur (vorgegebene Leitworte) im PAAG-Verfahren übersichtlich und leicht nachvollziehbar. Die Methode ist prinzipiell bei allen verfahrenstechnischen Prozessen einsetzbar. Vielfach werden Formblätter (z.T. rechnergestützt) zur einheitlichen Darstellung verwendet. Bei den weiteren Analyseschritten, die für die Risikoermittlung und –bewertung relevant sind, sind keine methodischen Einzelheiten oder allgemeingültige Kriterien vorgegeben. Die Übertragbarkeit und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse können dadurch eingeschränkt sein. Der Ablauf und die Ergebnisse dieser Analyseschritte sind wesentlich vom Einzelfall (Zusammensetzung und Leitung des Teams, Sachverstand, Fragestellung) abhängig.

Das PAAG-Verfahren enthält keine spezifischen methodischen Grundlagen für die Ermittlung von Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß. Die Abschätzung dieser Größen beruht auf Expertenmeinung. Diesbezüglich erfolgen keine genauen methodischen Vorgaben. Diese Methode alleine ist daher als Risikoermittlungsverfahren in der Ökobilanz nicht geeignet.

Das systematische und differenzierte Vorgehen der Störungsanalyse (Sollfunktionen, Leitworte) kann als ein Teilschritt in der Detailanalyse ausgewählter Verfahrensschritte zur Risikoermittlung eingesetzt werden. Dies ist aber nur möglich, wenn Informationen zur technischen Ausführung der Anlage in hinreichendem Maß bekannt sind. Beim Ersteller der Ökobilanz kann davon i.d.R. nicht ausgegangen werden. Die Sollfunktionen und darauf anzuwendende Leitworte sind daher an die Erfordernisse der Ökobilanz und den Kenntnisstand des Erstellers auszurichten. Nur unter dieser Voraussetzung wäre die Methode für eine Teilbetrachtung zur Risikoermittlung geeignet. Das PAAG-Verfahren wird bei der Analyse der Praxisbeispiele nicht weiter verfolgt.

6.4.2 Fehler-Möglichkeiten und Einflussanalyse

Die Fehler-Möglichkeiten und Einflussanalyse, FMEA, ist in der Fertigungsindustrie, (z.B. Automobilindustrie) weit verbreitet, wird inzwischen aber auch auf verfahrenstechnische Anlagen angewandt. Die Methode wird flexibel auf die jeweiligen Erfordernisse zugeschnitten und i.A. als Schwachstellenanalyse für Qualität und Sicherheit gemeinsam verwendet. Die FMEA wird i.d.R. auf bestimmte sensible Bereiche konzentriert. Die FMEA wird von einem Team aus Projektingenieur, Betriebsleiter, Sicherheitsingenieur, MSR-Fachmann und ggf. Anlagenfahrern und anderen Praktikern durchgeführt.

Die FMEA gehört zu den halbquantitativen Methoden. Es werden Zahlenwerte ermittelt, die aber nur als Schätzgrößen zur Einordnung in ein vorgegebenes Raster dienen. Dadurch ist eine vergleichende Bewertung verschiedenartiger Konstellationen einer Anlage möglich.

Innerhalb der FMEA werden jeder Fehlerursache drei Zahlenwerte (jeweils im Wertebereich zwischen 0 und 10) und deren Produkt zugeordnet. Diese kennzeichnen

- das Auftreten (d.h. die Auftretenswahrscheinlichkeit),
- die Bedeutung (d.h. die Tragweite) und

- die Entdeckung (d.h. die Wahrscheinlichkeit der Fehlererkennung vor Schadenseintritt).

Die der Zuordnung zugrunde liegenden Kriterien werden jeweils auf Basis empirischer Größen vorab festgelegt, z.B. in Abhängigkeit von den betrieblichen Gegebenheiten und Erfahrungen. Auf diese Weise ergeben sich relative, durch subjektive Erfahrungen und prozessspezifische Gegebenheiten geprägte Klasseneinteilungen, die beispielhaft in der folgenden Tabelle dargestellt sind.

Tabelle 6.1 Wertezuordnung für „Auftreten“, „Bedeutung“ und „Entdeckung“ in der FMEA

Auftreten, Fehlerursachen		Bedeutung, Fehlerfolgen		Entdeckbarkeit vor Schadenseintritt	
A		B		E	
keine	1 -	keine	1 -	hoch	1 -
sehr gering	...	gering	...	mäßig	...
gering	...	mäßig schwer	...	gering	...
mäßig	...	schwer	...	sehr gering	...
hoch	- 10	äußerst schwerwiegend	- 10	keine	- 10

Das Produkt der drei Parameter ergibt die *Risiko-Prioritätszahl*, *RPZ*, in einem möglichen Wertebereich zwischen 1 und 1000. In Abhängigkeit von der Höhe der RPZ werden Verbesserungsmaßnahmen vorgeschlagen, nach vorheriger Festlegung entsprechender Kriterien (Zahlenbereiche und Handlungsbedarf). Je größer die RPZ bzw. je höher die einzelnen Parameter um so höher ist der Handlungsbedarf. Nach Einbeziehung der zusätzlichen Sicherheitsmaßnahmen muss sich eine deutlich niedrigere RPZ ergeben als vorher.

Die FMEA lässt sich zusammenfassend durch folgende Schritte beschreiben:

- Funktions- / Prozessbeschreibung
- Mögliche Fehler
- Auftreten, potenzielle Fehlerursachen bzw. Auftretenswahrscheinlichkeit (→ „A“)
- Bedeutung, potenzielle Fehlerfolge bzw. Tragweite (→ „B“)
- Entdeckung, vorgesehene Verhütungs- bzw. Prüfungsmaßnahmen (→ „E“)
- Risikoprioritätszahl ($RPZ = A \times B \times E$)
- Empfehlung von Abhilfemaßnahmen, Verbesserungsmaßnahmen
- Verantwortlichkeit / Termin für Maßnahmen
- Bewertung durch Vergleich der RPZ vor und nach Realisierung der Maßnahmen

Bewertung

In der FMEA können prinzipiell alle technischen Aspekte, die zu störungsbedingten Risiken beitragen, berücksichtigt werden. Die Methode setzt aber implizit voraus, dass die im gegebenen Zusammenhang zu betrachtenden Fehler bzw. Fehlerursachen (Risikopotentiale) bekannt sind. Für eine systematische und vollständige Analyse sind daher andere Methoden ergänzend heranzuziehen. Die ermittelte Risikozahl liefert keine absoluten Werte, ermöglicht aber die Beurteilung der Eignung bzw. Wirksamkeit von Maßnahmen, indem das Verfahren vor und nach der Änderung durchlaufen wird und die Ergebnisse verglichen werden.

Die FMEA ist einfach strukturiert. Die Risiko-Maßzahl wird aus lediglich drei Einflussgrößen bestimmt. Die Ergebnisse sind daher einfach zu ermitteln und leicht nachvollziehbar, wenn die Wertezuordnung zuvor transparent festgelegt wird. Die Wertezuordnung muss allerdings prozessspezifisch erfolgen und ist zudem subjektiv geprägt, da keine objektiven Kriterien sondern unscharfe Begriffe verwendet werden („gering“, „häufig“, usw.), die einen großen Spielraum zulassen. Eine einheitliche Vorgehensweise bei unterschiedlichen Prozessen und unterschiedlichen Bearbeitern, ist daher nicht sichergestellt. Die Übertragbarkeit und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sind dadurch eingeschränkt.

Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß werden auf Grundlage verbaler Abstufungen ermittelt. Die in der FMEA ermittelte Risikomaßzahl ist kein absoluter Wert, sondern dient als Ordnungszahl für eine relative Bewertung bzw. eine Rangordnung. Ein Bezug zur funktionellen Einheit der Ökobilanz ist nicht vorgesehen. In der FMEA wird nach der Tragweite möglicher Risiken bzw. Auswirkungen unterschieden. Dies ist im bevorzugten Anwendungsbereich dieser Methode, der Steuerung von Fertigungsprozessen, von untergeordneter Bedeutung, ist aber bei einer Risikobetrachtung, wie sie in der Ökobilanz erfolgen soll, unzureichend und würde eine größere Differenzierung nach der Art der möglichen Risiken erfordern.

Die Methode ist aufgrund der genannten Einschränkungen für eine umfassende Risikoermittlung und –bewertung in einer Ökobilanz nicht geeignet und wird daher in diesem Sinne für eine Anwendung anhand der Praxisbeispiele nicht weiter verfolgt. Es ist jedoch denkbar, die mit der FMEA-Methode gebildete Maßzahl als Entscheidungshilfe in einem vorgelagerten Risiko-Screening unter folgenden Voraussetzungen zu verwenden:

- Die zu betrachtenden Risiken, z.B. das Risikopotential aufgrund des Stoffinventars, sind prinzipiell bekannt bzw. wurden in einem ergänzenden Analyseschritt zuvor ermittelt.
- Objektive Kriterien für die Wertezuordnung der drei Einflussgrößen sind festgelegt. Ggf. können Ansätze aus anderen Methoden übernommen werden (z.B. Risikoparameter nach DIN V 19250).
- Ein Wert der Risikoprioritätszahl ist festgelegt, bei dessen Überschreitung eine weitergehende Analyse des jeweiligen Verfahrensschrittes erforderlich wird.

6.4.3 Fehlerbaumanalyse

Die Fehlerbaumanalyse (DIN 25424) wurde insbesondere für Anwendungen in der Kerntechnik sowie der Luft- und Raumfahrt entwickelt, ist prinzipiell aber auch auf andere Systeme übertragbar. Die Fehlerbaumanalyse ist ein deduktives Verfahren; das unerwünschte Ereignis wird vorgegeben und alle Ursachen dafür werden dann ermittelt. Mit der Fehlerbaumanalyse werden logische Verknüpfungen von Ursachen, die zu einem unerwünschten Ereignis führen, dargestellt. Ziele der Fehlerbaumanalyse sind

- die systematische Erfassung aller Ausfallkombinationen, die zum unerwünschten Ereignis führen und
- die quantitative Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeiten der Ausfallkombinationen und der Eintrittswahrscheinlichkeit des unerwünschten Ereignisses.

Der Fehlerbaum wird als Flussdiagramm erstellt. Die grafischen Symbole (DIN 25424) stellen verschiedenartige Eingänge, Ausgänge und logische Verknüpfungen dar. Diese werden binär mit folgender Festlegung beschrieben:

0 = funktionsfähig

1 = ausgefallen

Die Fehlerbaumanalyse umfasst folgende Schritte:

- Systemanalyse
 - Systemfunktionen
 - Umgebungsbedingungen
 - Hilfsquellen
 - Komponenten
 - Organisation und Verhalten
- Unerwünschtes Ereignis und Ausfallkriterien
 - Festlegung abhängig von der Fragestellung, z.B.
 - Eintritt eines Systemausfalls
 - Ausfall der Systemfunktion
- Zuverlässigkeitskenngrößen und Zeitintervalle
 - Ausfallhäufigkeiten innerhalb eines vorgegebenen Zeitintervalls oder
 - Nichtverfügbarkeiten zu einem vorgegebenem Zeitpunkt
- Ausfallarten und Komponenten
 - Ermittlung der zu berücksichtigenden Komponenten
 - Analyse der Ereignisabläufe, die ursächlich für den Komponentenausfall sind
- Aufstellung des Fehlerbaumes

(siehe Flussdiagramm)

- Eingangskenngrößen des Fehlerbaumes
 - Ausfallraten,
 - Ausfallzeiten,
 - Nichtverfügbarkeiten

der primären Funktionselemente sowie Angaben zu Unsicherheitsbereichen der Daten.

- Auswertung des Fehlerbaumes

Wesentliche Ergebnisse sind

- die Systematische Erfassung aller Ausfallkombinationen,
- die Eintrittswahrscheinlichkeiten der Ausfallkombinationen,
- die Eintrittswahrscheinlichkeit des unerwünschten Ereignisses und
- die kleinsten Ausfallkombinationen (Minimalschnitte, kritischer Pfad), die zum unerwünschten Ereignis führen können.

Analytische Auswertung: Überführung der logischen Struktur des Fehlerbaumes in eine Form, die mit Hilfe der booleschen Algebra und Wahrscheinlichkeitsrechnung ausgewertet werden kann.

Simulative Auswertung: Nachbildung (Monte-Carlo-Simulation) des zeitlichen Verhaltens eines technischen Systems anhand der Eintrittswahrscheinlichkeiten der Fehlerbaumeingänge (Primärausfälle).

- Bewertung der Analyseergebnisse

Die Bewertung der ermittelten Ergebnisse (s.o.) muss von Experten mit genauer Kenntnis der Gefahrenpotentiale der betrachteten Ereignisse und Ereignisfolgen durchgeführt werden.

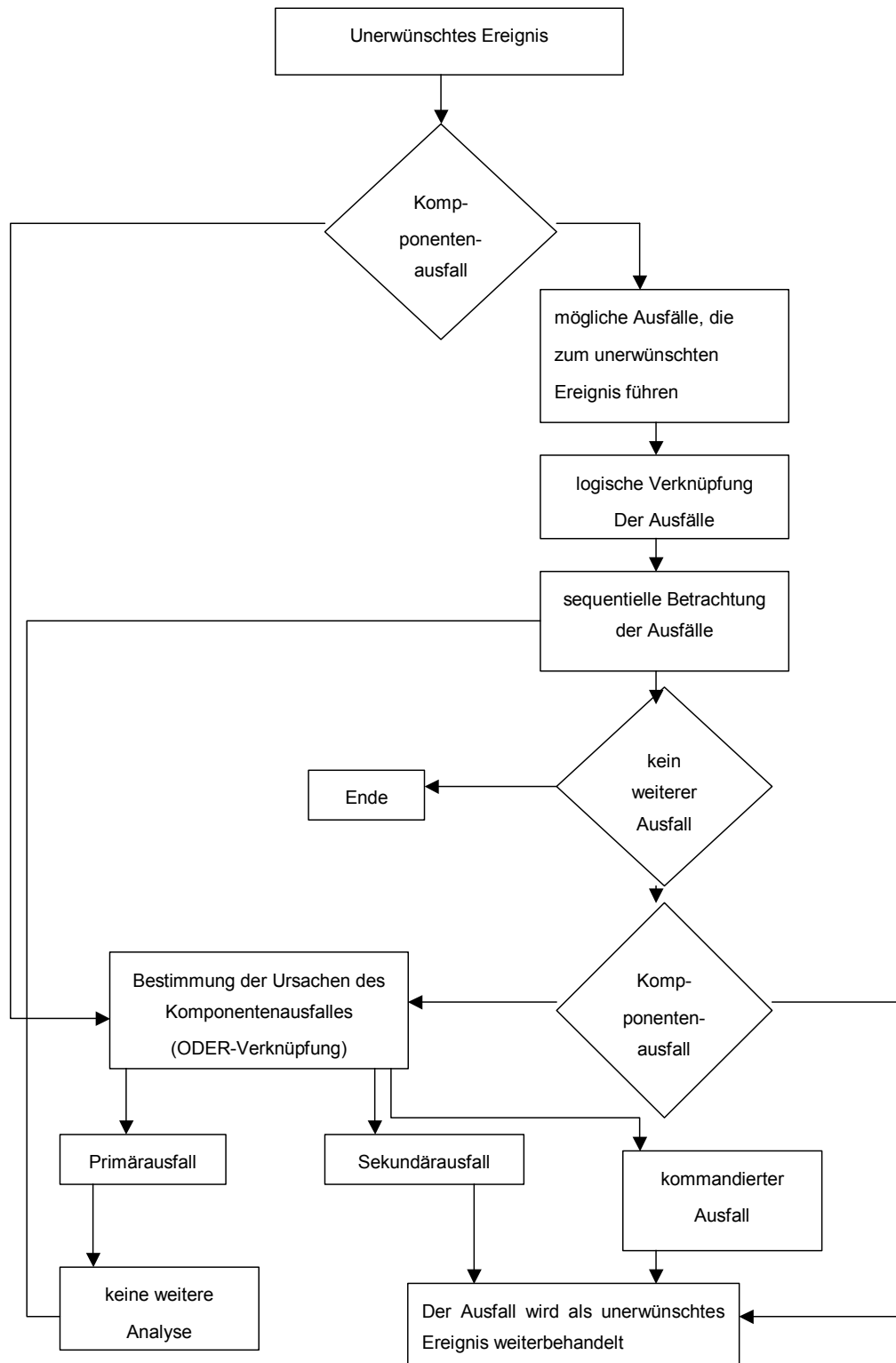


Abbildung 6.1 Aufstellen eines Fehlerbaumes [28]

Bewertung

Mit der Fehlerbaumanalyse werden vorgegebene Ereignisse bzw. Ereignisabläufe, die zu einem unerwünschten Ereignis führen, in einer logischen Struktur ermittelt und dargestellt. Die quantitativen Zusammenhänge können aufgrund einer statistischen Datenauswertung berechnet werden. Die Fehlerbaumanalyse enthält keine Methodik zur systematischen Gefahrenanalyse, mit der die für die Risikobetrachtung relevanten Ausgangereignisse ermittelt werden können. Diesbezüglich ist die Kombination mit einem qualitativen Analyseverfahren (z.B. PAAG) sinnvoll. Das Schadensausmaß, insbesondere im Hinblick auf die in der Ökobilanz erfassten Umweltwirkungen, wird in der Fehlerbaumanalyse nicht ermittelt. Das mit dem unerwünschten Ereignis verbundene Schadensausmaß muss mit anderen Methoden abgeschätzt werden.

Die Fehlerbaumanalyse ist ein Standard-Verfahren in quantitativen Sicherheitsanalysen. Software-Lösungen stehen zur Verfügung, mit deren Hilfe auch eine nachvollziehbare Durchführung und Dokumentation möglich ist. Die logische Verknüpfung von Ursachen und Folgen ist eindeutig nachvollziehbar. Bei vergleichbarer Qualität der Datenbasis ist auch die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse gegeben. Bei komplexen Anlagen besteht aber die Gefahr, dass die Übersichtlichkeit und die Handhabbarkeit verloren gehen. Die quantitative Auswertung ist dann i.d.R. nur rechnergestützt möglich. Spezielle Erfahrungen bzw. Vorkenntnisse sind erforderlich.

Mit der Fehlerbaumanalyse können bei entsprechender Datenbasis quantitative Werte zur Eintrittshäufigkeit bestimmter Schadenszustände ermittelt werden. Sofern auch das Schadensausmaß (mit anderen methodischen Ansätzen) quantitativ beschrieben werden kann, können Risikowerte in einer für die Ökobilanz geeigneten Form ermittelt werden. Der Bezug zur funktionellen Einheit ist prinzipiell möglich. Die Belastbarkeit der Ergebnisse hängt von der Qualität der Datenbasis ab. Bei detailliertem Vorgehen müssen zu jedem Zweig des Fehlerbaums Daten zum Ausfallverhalten von technischen Komponenten bzw. zur Fehleranfälligkeit von Handlungen erhoben werden. Spezifische Daten liegen in aufbereiteter Form i.d.R. nicht vor. Wegen der großen Vielfalt und der Variationsmöglichkeiten verfahrenstechnischer Anlagen (auch bei gleichen Prozessen) sind diese auch nur mit hohem Aufwand zu ermitteln. Der Bearbeitungsaufwand für die Aufstellung und Analyse umfangreicher und komplexer Fehlerbäume, wie sie bei vollständiger Abbildung verfahrenstechnischer Prozessen zu erwarten sind, ist hoch. Der damit verbundene Aufwand kann i.d.R. im Rahmen in einer Ökobilanz nicht geleistet werden.

Die Fehlerbaumanalyse ist eine geeignete Methode zur quantitativen Analyse. Die Fehlerbaumanalyse ist kein eigenständiges bzw. vollständiges Risikoermittlungsverfahren und bedarf insofern ergänzender Analyseschritte. Der Bearbeitungsaufwand ist bei komplexen Systemen hoch. Aus diesen Gründen ist ein Risiko-Screening vorzulagern, das mit „einfacheren“ Methoden arbeitet. Die Detailanalyse mittels Fehlerbaum ist dann nur für ausgewählte, relevante Teilbereiche erforderlich. Im Hinblick auf den möglichen Detaillierungsgrad der Analyse ist zu bedenken, dass komponentenspezifische Informationen i.d.R. nicht zur Verfügung stehen. Die analysierten Ereignisse bzw. Ereignisabläufe sind ggf. zweckmäßig auf den Ausfall von Teilssystemen oder Sicherheitsfunktio-

nen insgesamt zu beziehen. Inwieweit mit der Methode belastbare Ergebnisse erhalten werden können, muss nach Kenntnis der Datenbasis im Einzelfall beurteilt werden.

6.4.4 Ereignisablaufanalyse

Mit der Ereignisablaufanalyse (DIN 25419) werden Störfälle in technischen Systemen untersucht. Die Ereignisablaufanalyse ist ein induktives Verfahren; man geht von Anfangsereignissen aus und bestimmt alle möglichen daraus ableitbaren Folgeereignisse und Endzustände. Das Anfangsereignis, d.h. die Abweichung vom bestimmungsgemäßen Zustand, ist i.d.R. für sich betrachtet noch ungefährlich und führt erst über mehrere Stufen, z.B. durch Versagen mehrerer Sicherheitsebenen, zum Schadensereignis.

Analog zum Fehlerbaum werden die Stufen zunächst grafisch dargestellt (DIN 25419). Vom Ausgangsereignis werden Wirkungen abgeleitet, die kausale Folgeereignisse enthalten und zu Reaktionen der Betrachtungseinheiten führen. Da im Allgemeinen mehrere Reaktionen möglich sind und der Verlauf der Wirkung daher nicht eindeutig ist, werden Verzweigungen eingefügt. Sofern im Ereignisablauf Linien gleicher Wirkung (gleiche Reaktionen in der Betrachtungseinheit auftreten, können diese zusammengefasst werden (ODER-Verknüpfung).

Die logische Struktur des Ereignisbaumes kann in einem weiteren Schritt genutzt werden, um die Wahrscheinlichkeit, mit welcher die ursprüngliche Abweichung zum Schaden führt, zu quantifizieren. Für jeden Zustand und jedes Ereignis wird die Eintrittswahrscheinlichkeit unter Berücksichtigung der Verzweigungen bestimmt.

Bewertung

Die Ereignisablaufanalyse ähnelt in ihrer logischen Struktur der Fehlerbaumanalyse, geht jedoch induktiv vor, indem ausgehend von Anfangsereignissen alle möglichen daraus ableitbaren Folgeereignisse und Endzustände ermittelt werden. Zur Bewertung sind die Ausführungen zur Fehlerbaumanalyse sinngemäß übertragbar. Die in diesem Zusammenhang geäußerten Vorbehalte bezüglich der Handhabbarkeit der Methode im Rahmen der Ökobilanz und der Schwierigkeiten der Datenerhebung für eine quantitative Betrachtung gelten auch für die Ereignisablaufanalyse.

6.4.5 Ausfalleffektanalyse (Cause-Consequence-Analyse)

Die Ausfalleffektanalyse verbindet Ereignisablaufanalyse und Fehlerbaumanalyse, kombiniert deren induktive sowie deduktive Vorgehensweisen. Die Ereignisse werden grafisch dargestellt, die Ereignisfolgen in die eine Richtung und die Ereignisursachen in entgegengesetzter Richtung.

Die Analyse umfasst folgende Schritte:

- Auswahl des zu untersuchenden Ereignisses
 - Top- oder Folgeereignis (unerwünschtes Ereignis, Fehlerbaumanalyse)
 - auslösendes Ereignis (Ereignisablaufanalyse)

- Identifizierung der Sicherheitseinrichtungen und Entwicklung der Folgeereignisse
Diese Schritte entsprechen denen der Ereignisablaufanalyse. In der Darstellung werden jedoch z.T. andere Symbole verwendet.
 - Bestimmung der auslösenden Ereignisse
Dieser Schritt entspricht dem Vorgehen der Fehlerbaumanalyse.
 - Bestimmung der Minimalschnitte
Auf Grundlage der logischen Verknüpfungen der Ereignisse ist die prinzipielle Vorgehensweise wie bei der Fehlerbaumanalyse.
 - Ergebnisauswertung
 - Bewertung kritischer Ereignisabläufe hinsichtlich ihrer Gefährlichkeit.
 - Bestimmung der Minimalschnitte für die Ereignisse mit höherer Priorität.
 - Ermittlung der wichtigsten Primärausfälle, die zum unerwünschten Ereignis führen.
- Die quantitative Auswertung erfolgt analog der Fehlerbaumanalyse bzw. der Ereignisablaufanalyse.

Bewertung

Die Ausfalleffektanalyse ist ein geeignetes Verfahren, um in einer Gefahrenanalyse systematisch zu prüfen, ob Ereignisse und Ereignisabläufe, dazu führen, dass Gefahrenquellen wirksam werden und zu Schäden führen können. Die Methode ist für eine Teilbetrachtung bei der Risikoermittlung einsetzbar. Die Ausfalleffektanalyse verbindet Ereignisablaufanalyse und Fehlerbaumanalyse. Die grundsätzlichen Bewertungen dieser Methoden zu den Schwierigkeiten bei der Anwendung in einer Ökobilanz treffen auch für die Ausfalleffektanalyse zu.

6.4.6 Risikomatrix-Verfahren

Den Risikomatrix-Methoden ist gemeinsam, dass sie zur quantitativen Darstellung und Bewertung der Risiken Matrizen oder matrixähnliche Diagramme verwenden. In Abhängigkeit von den Auswirkungen und den Eintrittswahrscheinlichkeiten können dort die Risiken der von Ereignissen grafisch eingeordnet werden. Durch Festlegung einer Grenzlinie (Schutzziel) werden Risikobereiche (akzeptabel / nicht akzeptabel) definiert.

Unabhängig von der Anwendbarkeit der speziellen Vorgehensweisen der einzelnen Methoden wird in die weiteren Überlegungen die Fragestellung einbezogen, ob die Darstellung in einer Risikomatrix als Entscheidungshilfe in einem Risiko-Screening verwendet werden könnte oder sollte.

6.4.6.1 Zürich-Gefahrenanalyse

Die Zürich-Gefahrenanalyse (Zurich Hazard Analysis, ZHA) ist die am weitesten verbreitete Variante der Risikomatrix-Verfahren und findet insbesondere bei Versicherern

Anwendung. Entwickelt wurde sie von der Zürich Versicherungsgruppe. Die ZHA gehört zu den induktiven Methoden. Gefahren werden zunächst systematisch ermittelt. Jede Gefahr wird entsprechend ihrer Auswirkung und ihrer Eintrittswahrscheinlichkeit bewertet. Da i.d.R. keine ausreichende Datenbasis vorliegt, werden bevorzugt relative Bewertungen angegeben. Die ZHA umfasst folgende Schritte:

- Systematisches Identifizieren von **Gefahren** und den zugehörigen Auslösern.
Dazu wird das vorher abgegrenzte System auf festgelegten Pfaden analysiert (z.B. Material-, Energie oder Signalfluss) unter Beachtung folgender Einflüsse:
 - Gefährliche Eigenschaften der vorhandenen Stoffe sowie gespeicherter Energien,
 - Störungen und Versagen (Ausfall- und Fehlermöglichkeiten),
 - Umgebungseinflüsse,
 - Anwendung und Bedienung (z.B. Ergonomie, Fehlbedienung, Missbrauch),
 - Lebenszyklus (z.B. Alterung, Entsorgung).

- Ermittlung der **Auswirkungen** in folgenden Kategorien
 - katastrophal,
 - kritisch,
 - klein
 - unbedeutend.

In den meisten Fällen ist eine spezifische Definition dieser Kategorien erforderlich, da die relevanten Kriterien, nach denen eine Zuordnung stattfindet, von speziellen Gegebenheiten abhängen (z.B. Risikoakzeptanz, Größe und Bedeutung des Betriebs). Die Kategorien der Auswirkungen bezüglich Menschen, Umwelt, Sachschäden, Produktionsausfall und Wiederbeschaffung, Imageverlust etc. sind daher individuell festzulegen.

- Ermittlung der **Eintrittswahrscheinlichkeit** in der folgenden relativen Skala:
 - häufig,
 - oft,
 - gelegentlich,
 - selten,
 - unwahrscheinlich,
 - praktisch unmöglich.

Es werden relative Eintrittswahrscheinlichkeiten verwendet, weil i.d.R. keine statistisch ausreichend belegten Versagenswahrscheinlichkeiten bekannt sind.

Sofern Kenntnislücken bezüglich der Auswirkungen und Eintrittswahrscheinlichkeiten bestehen, kann im Rahmen einer konservativen Vorgehensweise vom ungünstigsten Fall, d.h. große Auswirkungen und hohe Eintrittswahrscheinlichkeit, ausgegangen werden.

Tabelle 6.2 ZHA-Risikoprofil (Beispiel)

Eintrittswahrscheinlichkeit	Auswirkung			
Häufig			Risiko nicht akzeptabel	
Oft				
Gelegentlich	Risiko akzeptabel			
Selten				
Unwahrscheinlich				
praktisch unmöglich				
	unbedeutend	klein	kritisch	katastrophal

Eintrittswahrscheinlichkeiten und Auswirkungen bilden die Achsen einer Matrix (Risikoprofil), in der die Gefahren eingetragen werden. Das Schutzziel als Grenzlinie des akzeptierten Risikos wird darin als Treppenkurve nach vorheriger Vereinbarung festgelegt. Risiken unterhalb der Schutzziel-Kurve werden akzeptiert und erfordern keine weitergehenden Maßnahmen. Risiken oberhalb der Kurve sind nicht akzeptabel. Diese Risiken müssen durch geeignete Maßnahmen bezüglich Eintrittswahrscheinlichkeit und/oder Auswirkung in einen Risikobereich verschoben werden der als akzeptabel gilt. Aus dem Risikoprofil lässt sich auch eine Priorität für die Risikobewältigung ablesen. Die Risiken der größten Auswirkung (katastrophal) haben höchste Priorität und zwar mit abnehmender Eintrittswahrscheinlichkeit.

Bewertung

Eine systematische Gefahrenanalyse ist in der ZHA-Methode vorgesehen, aber nicht genau ausformuliert. Dabei können die relevanten Risikoaspekte berücksichtigt werden. Die Systematik der Gefahrenanalyse ist für die Gefahrenermittlung im Rahmen der Ökobilanz entsprechend auszurichten.

Die ZHA-Analyse ist einfach aufgebaut und daher leicht nachvollziehbar. Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeiten werden aber lediglich qualitativ umschrieben. Die Zuordnung zu den in dieser Weise charakterisierten Kategorien ist unscharf und nicht anhand allgemeingültiger Kriterien definiert. Daraus ergeben sich Schwierigkeiten hinsichtlich der Übertragbarkeit und der Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Die Einschätzungen beruhen auf Expertenurteilen und können subjektiv geprägt sein. Unterscheidung zwischen akzeptablen und nicht akzeptablen Risiken erfordert die vorherige Festlegung von Akzeptanzschwellen anhand einzuhaltender Schutzziele.

Die ZHA-Analyse führt nicht zu quantitativen Risikozahlen, die in der Ökobilanz verwendet werden können. Sie dient der Unterscheidung von akzeptablen und nicht akzep-

tablen Risikobereichen. Da Expertenwissen gefordert ist, muss die Methode von Fachleuten mit entsprechenden Vorkenntnissen durchgeführt werden.

Die Methode berücksichtigt auf einfache Weise Gefahrenanalyse, Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit und ermöglicht so eine Berücksichtigung der relevanten Einflussgrößen. Es werden allerdings keine Werte ermittelt, die als Kennzahlen oder absolute Werte in eine Ökobilanz übernommen werden könnten. Da keine objektivierbaren Kriterien für die Zuordnung zu den Kategorien von Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit vorgegeben sind, sind die Übertragbarkeit und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gering. Die Methode insgesamt wird für eine Anwendung anhand der Praxisbeispiele nicht weiter verfolgt.

6.4.6.2 Risikobewertung im Kanton Zürich

Im Kanton Zürich (Schweiz) wurde ein Verfahren zum Vollzug der Störfall-Verordnung veröffentlicht. Es umfasst die Bewertung stationärer und mobiler Gefahrenpotentiale. Es ist in die Hauptbereiche Kurzbericht und Risikoermittlung aufgeteilt.

Im Kurzbericht müssen zunächst die maßgebenden Störfallszenarien identifiziert werden. Zur Quantifizierung der Schadenseintrittswahrscheinlichkeit werden dann vier Klassen in grober Einteilung definiert.

Bezeichnung	Wahrscheinlichkeit pro Betrieb und Jahr
sehr häufig:	$> 10^{-1}/a$
häufig:	$10^{-2} - 10^{-1}/a$
eher häufig:	$10^{-3} - 10^{-2}/a$
mittel:	$10^{-5} - 10^{-3}/a$

Zur Quantifizierung des Schadensausmaßes wird dort die Skala der Schadensindikatoren aus dem Handbuch zur Schweizer Störfallverordnung übernommen:

- Anzahl Todesopfer und Schwerinvalide: unmittelbare und langfristige Folgeerscheinungen
- Anzahl Verletzte: Schwer- und Leichtverletzte sowie Personen mit bleibenden gesundheitlichen Schäden
- Anzahl Evakuierte: Personen, die länger als ein Jahr zu evakuieren sind
- Alarmfaktor: Produkt aus „Dauer des Alarms oder Angstsituation“ und Anzahl betroffener Personen“
- Anzahl toter Großtiere: Große Nutz- und Wildtiere wie Pferde, Kühe, Schafe, Rehe, usw. Kleine Tiere wie Hühner, Katzen, Hasen, usw. mit einem Faktor 1/100. (Fische werden beim Indikator zur Schädigung von Ökosystemen (s.u.) gezählt.
- Fläche geschädigten Ökosystems: Fläche eines Ökosystems, auf welcher die natürlichen Gleichgewichte massiv gestört wurden. Bei geschädigten Gewässern ist auch

die Uferzone mit zu erfassen. Schädigungen von bedeutenden, rechtlich geschützten Ökosystemen werden mit dem Faktor 10 gewichtet.

- Fläche kontaminierten Bodens: Bodenfläche, welche unfruchtbar oder unbewohnbar wurde, nicht mehr nutzbar ist oder aufwendig saniert werden muss.
- Fläche verschmutzten Grundwassers: Bodenfläche in Gewässerschutzbereichen oder Grundwasserschutzzonen, bei der aufgrund des Ausmaßes der Verschmutzung ein Eintrag in das Grundwasser zu befürchten ist.
- Diskontierte Aufwendungen: Direkte und indirekte Aufwendungen, wie Schäden an Gebäuden und sonstigen Gütern sowie Kosten für Evakuierung Krankenhausaufenthalte, Prozesse, usw.

Den Größen der Schadensindikatoren werden Störfallwerte in einem Bereich von –1 bis +1 zugeordnet, die jeweils durch einen bestimmten Satz von Schadensindikatoren gekennzeichnet sind. Für den Kurzbericht werden nur vier Ausmaßklassen definiert.

Tabelle 6.3 Zuordnung Schadensausmaß und Störfallwert [28]

Ausmaß- klasse	Störfallwert	Schadensausmaß
		M: Mensch; Ö: Ökologie; S: Sachschäden
Klein	–0,6 bis –0,35	M keine Todesopfer u. Verletzte; Belästigungen ohne Evakuierung; unmittelbare Umgebung max. 1 Tag alarmiert Ö < 2000 m² kontaminierte Oberfläche u. Grundwasser sowie Boden; regenerierbar innerhalb von Wochen S max. wenige 100.000 SFr
Mittel	–0,35 bis –0,1	M keine Todesopfer; weniger als 5 Verletzte; starke Belästigung ohne Evakuierung; unmittelbare Umgebung etwa 1 Tag alarmiert Ö < 2 ha kontaminierte Oberfläche u. Grundwasser sowie Boden; regenerierbar innerhalb von Monaten S ca. 1 - 2 Mio. SFr
Hoch	–0,1 bis +0,1	M max. 2 Todesopfer; max. 20 Verletzte; vorsorgliche Evakuierung im Nahbereich; weitere Umgebung max. 1-2 Tage alarmiert Ö < 10 ha kontaminierte Oberfläche u. Grundwasser sowie Boden; regenerierbar innerhalb von etwa 1 Jahr S bis ca. 10 Mio. SFr
sehr hoch	0,1 bis 0,3	M bis ca. 10 Todesopfer . ca. 100 Verletzte; Evakuierung in der Nahumgebung; weitere Umgebung während Tagen alarmiert Ö < 100 ha kontaminierte Oberfläche u. Grundwasser sowie Boden; Langzeitschaden S bis ca. 50 Mio. SFr

Jedes analysierte Ereignis wird in eine Matrix eingetragen, die aus Wahrscheinlichkeitsklassen und Ausmaßklassen gebildet wird. In der W-A-Matrix können nun unterschiedliche Akzeptanzbereiche zugeordnet werden.

- akzeptabler Bereich: keine zusätzlichen Sicherheitsmaßnahmen erforderlich.
- tolerabler Bereich: zusätzliche Maßnahmen für die entsprechenden Szenarien prüfen.
- nicht akzeptabler Bereich: zusätzlichen Sicherheitsmaßnahmen erforderlich.

Für den nicht akzeptablen und den tolerablen Bereich muss eine genauere Risikoermittlung durchgeführt werden, anhand derer geprüft wird, ob das Risiko tragbar ist.

Die Risiken einer Anlage werden als Summenkurve (komplementär-kumulative-Verteilung) im W-A-Diagramm (Wahrscheinlichkeit-Auswirkung-Diagramm) dargestellt. Dabei ist das gesamte Spektrum möglicher Störfälle zu erfassen und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten zu quantifizieren. Dies kann mit geeigneten analytischen Methoden oder anhand von Expertenaussagen erfolgen. Das Schadensmaß wird anhand vorgegebener Schadensindikatoren ermittelt, die dem Schaden einen Störfallwert zurechnen, dessen Größe auf Expertenaussagen basiert.

Bezeichnung des Gesamtschadens	Störfallwert
Normalbetrieb	-1 bis -0,6
Betriebsstörung	-0,6 bis -0,3
Zwischenfall	-0,3 bis 0
Unfall	0 bis 0,3
Großunfall	0,3 bis 0,5
Katastrophe	0,5 bis 1

Die Störfallszenarien werden nach abfallendem Störfallwert geordnet. Die Eintrittswahrscheinlichkeit der Szenarien wird schrittweise aufaddiert und im W-A-Diagramm dargestellt. Der Unsicherheitsbereich der Analyse kann als Streubereich der Summenkurve dargestellt werden. Zur Bewertung des Risikos wird die Lage der Summenkurve bezüglich der Akzeptanzbereiche untersucht.

Die Entscheidung über einzuführende Sicherheitsmaßnahmen basiert auf einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse (Verhältnismäßigkeit).

Bewertung

Voraussetzung für die Risikobewertung mit diesem Verfahren ist die Ermittlung der wesentlichen Störfallszenarien. Dazu ist ergänzend ein geeignetes qualitatives Verfahren zur Gefahrenanalyse anzuwenden. Die Beurteilung von Eignung und Erforderlichkeit von zusätzlichen Sicherheitsmaßnahmen ist ein Hauptziel dieser Methode und erfolgt anhand der Lage des ermittelten Risikoprofils im Vergleich zu zuvor festzulegenden Akzeptanzbereichen in der Risikomatrix.

Zur Wirksamkeit von Gefahrenquellen erfolgen keine speziellen Analyseschritte. Die diesbezüglich relevanten Maßnahmen bzw. Einrichtungen können jedoch bei der Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit (z.B. in Expertenaussagen) berücksichtigt werden.

Durch den zweistufigen Aufbau und die geringe Anzahl der dabei durchzuführenden Analyseschritten ist das Verfahren in seinen Grundzügen leicht überschaubar. Es können aber weitere Teiluntersuchungen erforderlich sein (qualitative Gefahrenanalyse, quantitative Ermittlung von Eintrittswahrscheinlichkeiten), die u.U. sehr komplex sind und einen hohen Aufwand erfordern. Bezüglich der Eintrittswahrscheinlichkeiten wird ein Verfahren vorgeschlagen, dass auf einer groben Abstufung nach Expertenaussagen beruht und bei unklarer Datenlage eher geeignet erscheint. Für das Schadensausmaß werden definierte Kriterien vorgegeben. Die Risikoermittlung ist durch die klare und einfache Struktur insgesamt nachvollziehbar und transparent. Das Verfahren ist allgemein einsetzbar.

Eine Risikomaßzahl wird nicht ermittelt. Die Bewertung erfolgt anhand der Lage der analysierten Szenarien in der Risikomatrix. Ein Bezug zur funktionellen Einheit erfolgt nicht, jedoch könnten mengenabhängige Aspekte in den Schadensabschätzungen berücksichtigt werden. Die Anwendung der Methode erfordert zum Teil aber fundierte Kenntnisse zu Ablauf und Folgen der betrachteten Szenarien, damit eine zutreffende Zuordnung der Kriterien möglich ist. Das Schadensausmaß muss dabei standort- bzw. anlagenspezifisch bewertet werden. Zur Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeit wird ein vereinfachtes Verfahren vorgeschlagen. Für die Ermittlung des Schadensausmaßes wird ein auf Schäden an Menschen (Tote, Verletzte, Evakuierte), Ökosystemen (Grundwasser, Boden) und finanziellen Schäden ausgerichtetes System aus Schadensindikatoren verwendet. Die Indikatoren sind nicht deckungsgleich mit den in der Ökobilanz verwendeten Wirkungskategorien.

Die Methode ist speziell auf die behördlichen Bedürfnisse (Kanton Zürich) ausgerichtet und auf bestimmte Risiken begrenzt. Die Methode insgesamt wird für eine Detailanalyse der Praxisbeispiele daher nicht eingesetzt. Die Methode beschreibt ein zweistufiges Verfahren zur Risikobewertung und sieht insofern bereits vorgelagerte vereinfachte Analyseschritte mit praktikablen Ansätzen vor, die einem Risiko-Screening vergleichbar sind. Die für die Zuordnung der (jährlichen) Eintrittshäufigkeit vorgesehene nach Zehnerpotenzen abgestufte Skala, setzt die Verfügbarkeit entsprechender Daten voraus, wovon nicht immer ausgegangen werden kann.

Eine Anwendbarkeit der Methode (Kurzbericht) zum Risiko-Screening (Praxisbeispiele) setzt voraus, dass das Spektrum der in den Ausmaßklassen berücksichtigten Wirkungen erweitert wird und entsprechende Kriterien zugeordnet werden können. In diesem Zusammenhang könnte ggf. auch die Möglichkeit einer monetären Bewertung der ermittelten Wirkungen geprüft werden. Der Aufwand für die methodische Weiterentwicklung ist für die Zwecke eines möglichst einfachen Risiko-Screenings zu hoch. Die Voraussetzungen für die Anwendung der Methode zur Detailanalyse wären auch mit diesen Erweiterungen noch nicht erfüllt. Die Methode wird nicht auf die Praxisbeispiele angewendet.

6.4.6.3 Beurteilung von Umweltrisiken (nach G. Urlaub)

Die in der zu untersuchenden Anlage auftretenden Stoffe werden zunächst nach Art und Menge erfasst und anschließend hinsichtlich ihrer Wirkung klassifiziert. Damit wird das

Umweltgefahrenpotential festgelegt, das anschließend einem Bewertungsverfahren unterzogen wird. Unter Umweltrisiko wird das Produkt aus einer Umweltgefahr und der Wahrscheinlichkeit des Eintritts der Umweltgefahr verstanden.

Stoffdaten

Alle in der Anlage vorhandene Stoffe sind nach Art und Menge sowie mit den zugehörigen Stoffdaten zu ermitteln. Stoffe, die infolge unerwünschter Reaktionen in der Anlage entstehen können, sind dabei zu berücksichtigen. Die Beurteilung der Gefährlichkeit des Stoffes erfolgt getrennt nach Umweltmedien durch Zuordnung zu stoffmengenunabhängigen Gefährdungsklassen. Ergänzend ist eine Mengenkategorisierung erforderlich.

- **Luftgefährdungsklassen**

Zuordnung in Abhängigkeit von Ausbreitungsverhalten (relative Dampfdichte, Schmelzpunkt, Siedepunkt, Dampfdruck, Flammpunkt) und physikalischen Eigenschaften (explosionsgefährlich, brandfördernd, hochentzündlich, etc.).

- LGK 1, schwach luftgefährdend: feste od. flüssige brennbare Gefahrstoffe bzw. nur Stoffe, die eine indirekte Kontamination der Luft bewirken können. Übergang in den gasförmigen Zustand nur unter Energiezufuhr.
- LGK 2, luftgefährdend: feste od. Flüssige Gefahrstoffe, die ein starkes Ausbreitungsverhalten entwickeln können. Indirekte (Brand, Explosion, chem. Reaktion) großräumige Kontamination der Luft. Höhere Energiefreisetzung und stärkere Ausbreitung als bei Stoffen der LGK 1.
- LGK 3, stark luftgefährdend: feste, flüssige oder gasförmige Schwebstoffe mit toxischen Eigenschaften. Direkte Kontamination der Luft.

- **Wassergefährdungsklassen**

Kategorisierung gemäß der Kommission zur Bewertung wassergefährdender Stoffe.

- WGK 0, allgemein nicht wassergefährdend¹
- WGK 1, schwach wassergefährdend
- WGK 2, wassergefährdend
- WGK 3 stark wassergefährdend

- **Bodengefährdungsklassen**

Zuordnung nach Toxizität (gem. § 3 ChemG) und Aggregatzustand, der für den Stoffeintritt und –transport im Boden verantwortlich ist.

¹ Gemäß Allgemeiner Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen (VwVwS) vom 17. Mai 1999 (BAnz. Nr. 98a vom 29.05.1999) nunmehr nicht wassergefährdende Stoffe.

- BGK 1, bodengefährdend: Feste und wasserlösliche Stoffe, die nach Freisetzung und Kontakt mit Wasser zu einer Bodenkontamination führen. Indirekte Kontamination.
- BGK 2, stark bodengefährdend: In der Luft schwebende (Gase, Stäube, Rauch, Nebel) oder flüssige Gefahrstoffe. Direkte Bodenkontamination.
- Mengenkategorisierung
Die Mengenkategorisierung beruht auf Mengenschwellen für umweltgefährdende Stoffe gem. den Anhängen II und III zur Störfall-Verordnung (alt, Stand 1990).
 - Mengenkategorie A: Unterschreitung der Mengenschwelle für Stoffe nach Anhang II der Störfall-Verordnung.
 - Mengenkategorie B: Überschreitung der Mengenschwelle für Stoffe nach Anhang II der Störfall-Verordnung.
 - Mengenkategorie C: Unterschreitung der Mengenschwelle für Stoffe nach Anhang II Störfall-Verordnung
 - Mengenkategorie A: Überschreitung der Mengenschwelle für Stoffe nach Anhang III Störfall-Verordnung, Teil 1 und 2.

Für jede Gefährdungsklasse ist eine Unterteilung in drei Mengenkategorien möglich. In den Bereichen Luftgefährdung und Wassergefährdung (ohne WGK 0) ergeben sich jeweils neun verschiedene Umweltgefahrenpotentiale. Im Bereich Bodengefährdung ergeben sich sechs Umweltgefahrenpotentiale. Aufgrund der Vielzahl der möglichen Kombinationen werden zur Beurteilung des Umweltgefahrenpotentials Wertprädikate als Maßstab eingeführt. Damit erhält man je eine ordinale Wertepredikatskala für Luft (6 Klassen), Wasser (6 Klassen) und Boden (5 Klassen), die von „schwach schädlichen Veränderungen“ bis „stark schädlichen Veränderungen“ reichen. Die Wertprädikate werden mit einer Nutzwertanalyse ermittelt. Die Methode soll hier im einzelnen nicht erläutert werden.

Da das Gefahrenpotential eines Stoffes mehr als ein Umweltmedium betreffen kann ist die Einführung einer zusätzlichen Wertepredikatskala erforderlich, mit der die Reinhaltung aller Umweltmedien bewertet wird. Aus der Summe der theoretisch möglichen Kombinationen verbleiben nach Bereinigung (Entfernen der sich gegenseitig ausschließenden Kombinationen) 125 zu bewertende Alternativen, bei der die Gefährdungen der verschiedenen Umweltmedien gleich gewichtet werden. Das Ergebnis der Nutzwertanalyse ist eine aus 15 Wertprädikaten bestehende Ordinalskala, der das Umweltgefahrenpotential eines Stoffes zugeordnet werden kann.

Anlagedaten

Die Eintrittswahrscheinlichkeit einer Umweltschädigung hängt mit der Ausfallwahrscheinlichkeit von Anlagenteilen und der Wirksamkeit von Sicherheitskonzepten zusammen. Das in diesem Zusammenhang benutzte Verfahren ist eine Ausfalleffektanalyse nach DIN 25448. Ausfallarten, Ausfallursachen und Auswirkungen werden ermittelt.

Untersucht werden Ausfälle der Teilsysteme selbst, Auswirkungen anderer Teilsysteme, Störungen durch zeitliche Veränderungen und Common-Mode-Ausfälle.

Der Risikoeinfluss des Umfelds der Anlage wird berücksichtigt in den Kriterien

- Standortbedingungen,
- Naturereignisse und
- Sabotage.

Als relevante Ausfalleffekte werden behandelt:

- Freisetzung vorhandener umweltgefährdender Stoffe,
- Bildung und Freisetzung umweltgefährdender Stoffe sowie
- Auswirkungen auf Teilsysteme, die umweltgefährdende Stoffe freisetzen können.

Wenn nach dem Ergebnis der Ausfalleffektanalyse, die Möglichkeit schädlicher Veränderungen von Umweltmedien besteht, ist die Ausfallwahrscheinlichkeit des Systems zu bewerten. Dies kann analytisch mit der Fehlerbaummethode erfolgen. Darüber hinaus wird ein vereinfachtes Abschätzungsverfahren vorgeschlagen, in dem die Ausfallwahrscheinlichkeit in drei Klassen unterteilt wird.

- Geringe Ausfallwahrscheinlichkeit (F1): Es ist kein Ausfall bekannt und aufgrund der hohen Lebensdauer sowie der geringen Ausfallrate der Komponenten ausgeschlossen.
- Mittlere Ausfallwahrscheinlichkeit (F2): Ein Ausfall des Teilsystems ist als Einzelereignis bekannt. Ein Systemausfall ist aufgrund der verwendeten Systemkomponenten und der relevanten Störgrößen nicht auszuschließen.
- Hohe Ausfallwahrscheinlichkeit (F3): Mehrere Ausfälle des Teilsystems sind bekannt. Ein Ausfall ist aufgrund empirischer Erkenntnisse und sicherheitstechnischer Prognosen wahrscheinlich

Die sicherheits- und umweltschutztechnischen Einrichtungen und Maßnahmen werden ebenfalls mit Hilfe der Ausfalleffektanalyse analysiert, die aber um Kriterien zur Ausfallprophylaxe, Ausfallerkennung und Gegenmaßnahmen ergänzt wird.

- Ausfallprophylaxe
 - Organisatorische Maßnahmen
 - Beauftragtenbestellung
 - Regelung und Kennzeichnung der Verantwortungsbereiche
 - Betriebsanweisungen
 - Vorgabe von Kontroll- Mess- und Überwachungsplänen
 - Maßnahmen zum sicherheits- und umweltgerechten Verhalten
 - Einweisung und Schulung

- Vorbildfunktion der Vorgesetzten
 - Kontrolle der Regelmäßigkeit und Sorgfalt der Überwachung relevanter Anlagenkomponenten
- Ausfallerkennung
 - Optische und akustische Warngeräte
- Gegenmaßnahmen
 - Vermeidung von Stofffreisetzungen
 - Verhinderung von Bränden
 - Vermeidung von Explosionen
 - Schutzeinrichtungen
 - Begrenzungsmaßnahmen
 - Maßnahmen gegen umweltbedingte Einflüsse
 - Maßnahmen gegen Naturereignisse
 - Maßnahmen gegen Eingriffe Unbefugter

Analog zur Klassifizierung der Teilsystemausfälle wird die Wirksamkeit der Maßnahmen in drei Klassen unterteilt:

- Wirksamkeit S1, hoch: aufgrund empirischer Erkenntnis und sicherheitstechnischer Prognosen gilt die Maßnahme als funktionsbereit und geeignet für eine schnelle und umfassende Schadensbegrenzung.
- Wirksamkeit S2, mittel: Die Sicherheitseinrichtung ist funktionsbereit, kann aber nicht für eine umfassende Schadensbegrenzung sorgen.
- Wirksamkeit S3, gering: Die Sicherheitseinrichtung ist nicht funktionsbereit oder nur funktionsbereit für eine langsame und/oder unvollständige Schadenbegrenzung.

Zur Charakterisierung des Wirksamwerdens einer Umweltgefahr werden Ausfallwahrscheinlichkeit und Wirksamkeit der Sicherheitseinrichtungen zusammengefasst und mit einer Nutzwertanalyse in einer ordinalen Sicherheitsprädikateskala gewichtet bewertet.

Umweltgefährdung

Zur Beurteilung des Umweltrisikos müssen die Wertprädikate zur Reinhaltung der Umweltmedien und die Sicherheitsprädikate kombiniert werden. Man erhält Risikozahlen (RZ). Die Bewertung erfolgt wiederum mit einer Nutzwertanalyse. Als Ergebnis erhält man eine ordinale Umweltrisikoprädikateskala aus 23 Klassen, der die einzelnen Risikozahlen zugeordnet werden. Zur Beurteilung des Risikos der Gesamtanlage kann das höchste ermittelte Prädikat herangezogen werden oder es kann eine an das Untersuchungsziel angepasste Mittelung vorgenommen werden. Eine andere Möglichkeit besteht in der Festlegung von Akzeptanzschwellen für Umweltrisikoprädikate, die in der

Matrix aus Wertprädikaten und Sicherheitsprädikaten eingetragen werden. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, Grenzwerte für Wertprädikate und Sicherheitsprädikate anzugeben.

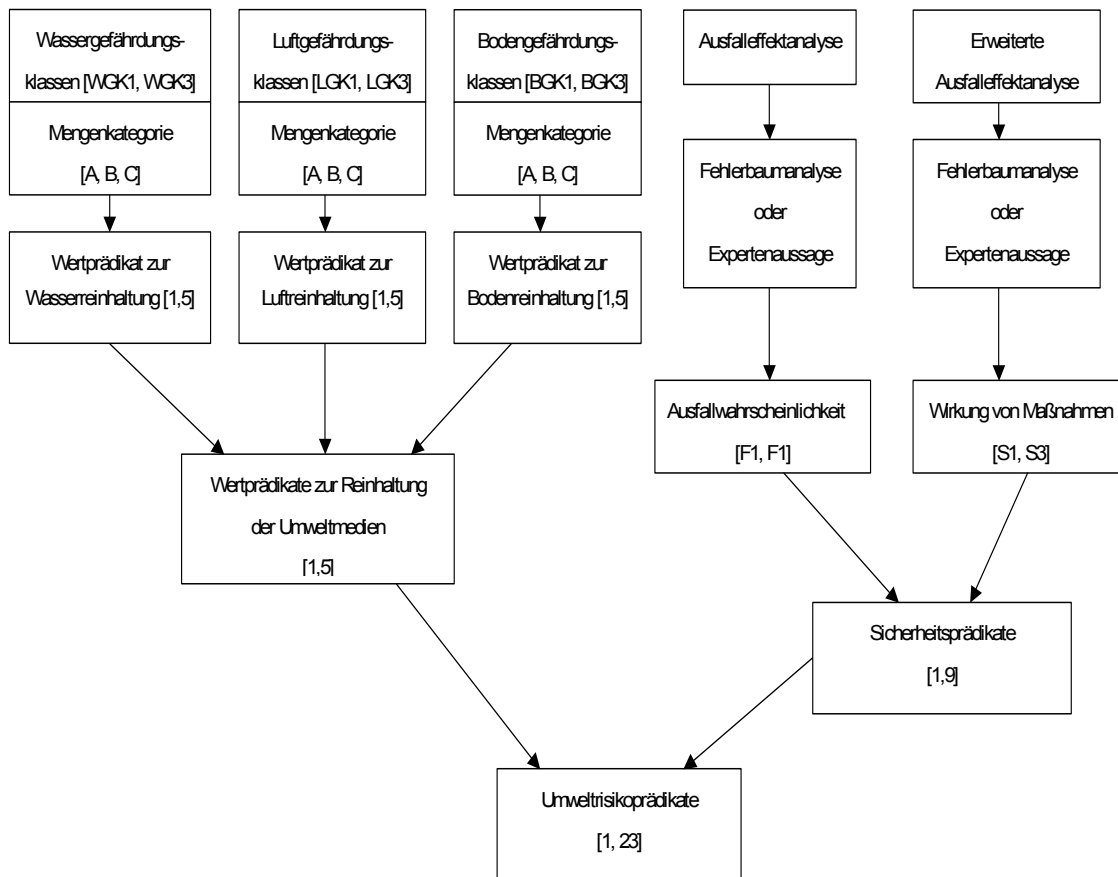


Abbildung 6.2: Ablaufschema zur Beurteilung von Umweltrisiken nach G. Urlaub [28]

Bewertung

Zur Ermittlung des Umweltgefahrenpotentials wird eine Kombination von Stoff- und Technikbewertung verwendet. Zur Ermittlung der Anlagedaten werden ergänzende Methoden herangezogen, die eine systematische Gefahrenanalyse ermöglichen (Ausfalleffektanalyse). Die Methode ist insofern nicht eigenständig. Die in dem Verfahren ermittelten Kennzahlen ermöglichen eine Bewertung von Eignung und Erforderlichkeit von Sicherheitsmaßnahmen. Insbesondere werden spezielle Aspekte zur Wirksamkeit von Gefahrenquellen berücksichtigt.

Die Methode setzt sich aus verschiedenen Teilverfahren zusammen, die aufeinander aufbauen. Diese sind im Prinzip gut nachvollziehbar aufgebaut, können aber u.U. in der Bearbeitung sehr komplex und aufwendig sein. Zur Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeiten kann alternativ ein einfaches auf Expertenaussagen beruhendes Verfahren verwendet werden. Die Klassifizierung der vorkommenden Stoffe und die Bestimmung der verschiedenen Prädikate kann leicht anhand von Tabellen durchgeführt werden. Es wird ein einheitliches und definiertes Verfahren vorgegeben, dass eine Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit der Ergebnisse sicherstellt.

Bei der Analyse werden Kennzahlen ermittelt und kombiniert. Damit erhält man relative Größen für das Risiko bzw. für die Umweltgefährdung bei den analysierten Szenarien. Für eine Gesamtbewertung müssen die Teilergebnisse der Analysen miteinander kombiniert werden. Eine unmittelbare Übernahme der Ergebnisse in die Ökobilanz ist nicht möglich. Die Ermittlung der Prädikate ist einfach und mit geringem Aufwand durchzuführen. Zur quantitativen Analyse (Eintrittswahrscheinlichkeiten) muss jedoch ggf. auf komplexe und aufwendige Methoden (z.B. Fehlerbaum) zurückgegriffen werden. Es werden stoffbezogenen Gefährdungsklassen (Boden, Wasser, Luft) und Mengenkategorien verwendet, die einen Bezug des Ergebnisses zur funktionellen Einheit der Ökobilanz ermöglichen. Die Wirkungskategorien der Ökobilanz werden darin allerdings nicht vollständig berücksichtigt.

Die Methode deckt die in der Ökobilanz zu betrachtenden Wirkungen und Risiken zum Teil ab. Da der Bearbeitungsaufwand bei komplexen Systemen sehr hoch sein kann, erscheint nur die Anwendung auf relevante Teilbereiche, nach vorherigem Screening, zweckmäßig. Die ermittelten relativen Kennzahlen können jedoch nicht unmittelbar in eine Ökobilanz übernommen werden. Die Methode insgesamt wird daher anhand der Praxisbeispiele nicht weiter verfolgt.

Die grundsätzliche Anwendbarkeit einzelner Elemente dieser Methode kann jedoch in die weiteren Überlegungen einbezogen werden.

- Ein allgemein anwendbares Verfahren zur Verknüpfung und Bewertung verschiedener Größen in einer Matrix.
- Die grobe Einteilung zur vereinfachten Quantifizierung der Eintrittswahrscheinlichkeiten.
- Die Verwendung von mit objektivierbaren Kriterien hinterlegten Gefährdungsklassen (Boden, Wasser, Luft) zur Indikatorbildung.
- Der Bezug auf die in Verbindung mit der Störfall-Verordnung entwickelten Mengenschwellen.

Andere Varianten von Matrixverfahren verwenden weitere und ähnlich objektivierbare Kriterien zur Stoffbewertung (z.B. in Anlehnung an MAK-Werte). Diese könnten ggf. ebenfalls berücksichtigt werden.

Insgesamt erscheint ein indikatorgestütztes Modell geeignet und erweiterungsfähig für eine Integration einer Risikobetrachtung in die Ökobilanz. Dieses Prinzip wird aber auch in anderen Methoden zugrunde gelegt, mit denen die Praxisbeispiele untersucht werden (TX3, euroMat).

6.4.7 Index-Methoden (Dow Fire & Explosion Index, MOND-Index)

Bei den Index-Methoden werden Indizes in Form relativer Maßzahlen ermittelt, die für die Beurteilung materieller Schadenspotentiale angelegt werden. In Kombination mit einer systematischen qualitativen Ermittlung der Fehlerursache ermöglichen die Index-

Methoden eine Risikoabschätzung. Die Index-Methoden basieren auf Bewertungsziffern, die für Stoffmerkmale und Verfahrensmerkmale abgegrenzter Anlagenteile vergeben werden.

- Negativ bewertet werden Stoffe und Bedingungen, die das Risikopotential der Anlage vergrößern.
- Positiv bewertet werden Sicherheitseinrichtungen oder Maßnahmen, welche die Auswirkungen eines Ereignisses verringern können.

Dow Fire & Explosion Index

Der Dow Fire & Explosion Index ist eine systematisch strukturierte Vorgehensweise zur

- quantitativen Ermittlung des möglichen Schadenspotentials durch Feuer- und Explosionsereignisse,
- Identifizierung der Einrichtungen, die zum Entstehen oder zur Eskalation eines Ereignisses beitragen können sowie
- Darstellung und Kommunikation der Risiken durch Feuer und Explosion.

Die Vorgehensweise umfasst folgende Schritte:

- Identifizierung der Anlagenteile mit den größten Risikopotentialen, die im Falle eines Unfalls die größten Auswirkungen verursachen würden.
- Bestimmung eines *Materialfaktors (MF)*, in einer Skala von 0 bis 40, der ein Maß für die Intensität der potenziellen Energiefreisetzung ist.

Dieser berücksichtigt Entflammbarkeit und Reaktivität des Materials im betrachteten Anlagenteil. Der Materialfaktor ergibt sich aus vorgegebenen Listen in Abhängigkeit von chemischen und physikalischen Eigenschaften kombiniert mit einem Bewertungsschema. Zur Einteilung kann die Klassifikation der NFPA (National Fire Protection Association) mit Bewertungsfaktoren für Feuer und Reaktivität benutzt werden (Einstufung jeweils von „0“ bis „4“). In einer Matrix wird jeder Kombination der NFPA-Klassifikationen ein Materialfaktor zugeordnet.

- Bewertung sicherheitsrelevanter Verfahrensbedingungen durch Zuweisung entsprechender vorgegebener Faktoren (*Penalties*) mit folgender Unterscheidung:
 - allgemeine Prozessgefahren, wie z.B. Art der exothermen oder endothermen Reaktion, Art der Stoffbehandlung sowie Lagerung und Transport,
 - spezielle Prozessgefahren, wie z.B. Prozesstemperatur unter Berücksichtigung des Flammpunktes, Druck und Druckentlastung, Staubexplosionen, Menge entzündlichen Materials, Feuerungen.

Die einzelnen Bewertungsfaktoren werden unter Zuzählung eines Basisfaktors summiert.

- Ermittlung des Gefahrenfaktors des Anlagenteils (*Unit Hazard Factor*) aus dem Produkt von spezieller und allgemeiner Prozessgefahr.
- Bestimmung des Schadensfaktors (*Damage Factor*) aus dem *Unit Hazard Factor* und dem *Materialfaktor* anhand einer Grafik als Maß für die wahrscheinliche relative Schadensfreisetzung.
- Bestimmung des *F&E-Index* (*Fire and Explosion Index*) aus dem Produkt aus *Unit Hazard Factor* und *Materialfaktor* als Maß für den wahrscheinlichen Schaden in der Anlage.

Der F&E-Index ist bezogen auf eine bestimmte, kreisförmig angenommene Schadensfläche, deren Radius grafisch aus dem F&E-Index ermittelt werden kann. Zur allgemeinen Charakterisierung des Gefahrenpotentials wird in mehreren Intervallen (Zahlenbereiche) dem F&E-Index ein verbal umschriebenes Gefahrenpotential (sehr gering, gering, mittel, groß, sehr groß) zugeordnet. Je größer der F&E-Index um so größer ist das Gefahrenpotential.

Die Einstufung in diese Kategorien kann vorher festgelegte technische und organisatorische Maßnahmen nach sich ziehen. Aus dem F&E-Index kann auch die Festlegung von Sicherheitsabständen und Brandabschnitten abgeleitet werden oder, falls dies nicht möglich ist, die Änderung von Prozessparametern und die Erfordernis weiterer Sicherheitseinrichtungen.

- Bestimmung des *Base-MPPD-Index* (*Maximum Probable Property Damage*) aus dem Produkt von Schadensfaktor und Wiederbeschaffungswert der Anlagenteile innerhalb der Schadensfläche.

Bonusfaktoren werden zur Berücksichtigung von Sicherheitsmaßnahmen vergeben in den Bereichen

- Prozesskontrolle (z.B. Notabschaltung, Notstromversorgung, Inertisierung),
- Materialisolierung (z.B. ferngesteuerte Ventile, Drainagen, Sperren) und
- Brandschutz (z.B. Lecküberwachung, Löschanlagen).

Die Bonusfaktoren eines Bereiches werden multipliziert. Der Gesamtbonusfaktor für alle Bereiche ergibt sich aus einer Grafik in Abhängigkeit vom Produkt der Bonusfaktoren für die drei Bereiche.

Der *Actual-MPPD* ist das Produkt aus *Gesamtbonusfaktor* und *Base-MPPD* als Maß für den maximal möglichen Schadensumfang unter Berücksichtigung aller Sicherheitseinrichtungen.

- Berechnung der maximalen Ausfallzeiten (*Maximum Probable Days Outage, MPDO*) und Ausfallkosten (*Business Interruption Costs, BI-Costs*) aus dem *Actual-MPPD* zur Abschätzung der Unfallfolgen.

Der *MPDO* wird aus dem *Actual-MPPD* in einer Grafik ermittelt, die aus Erfahrungswerten resultiert. Die *BI-Costs* ergeben sich aus dem *MPDO* und dem Produktionsausfall (*Value of Product Manufactured, VPM*).

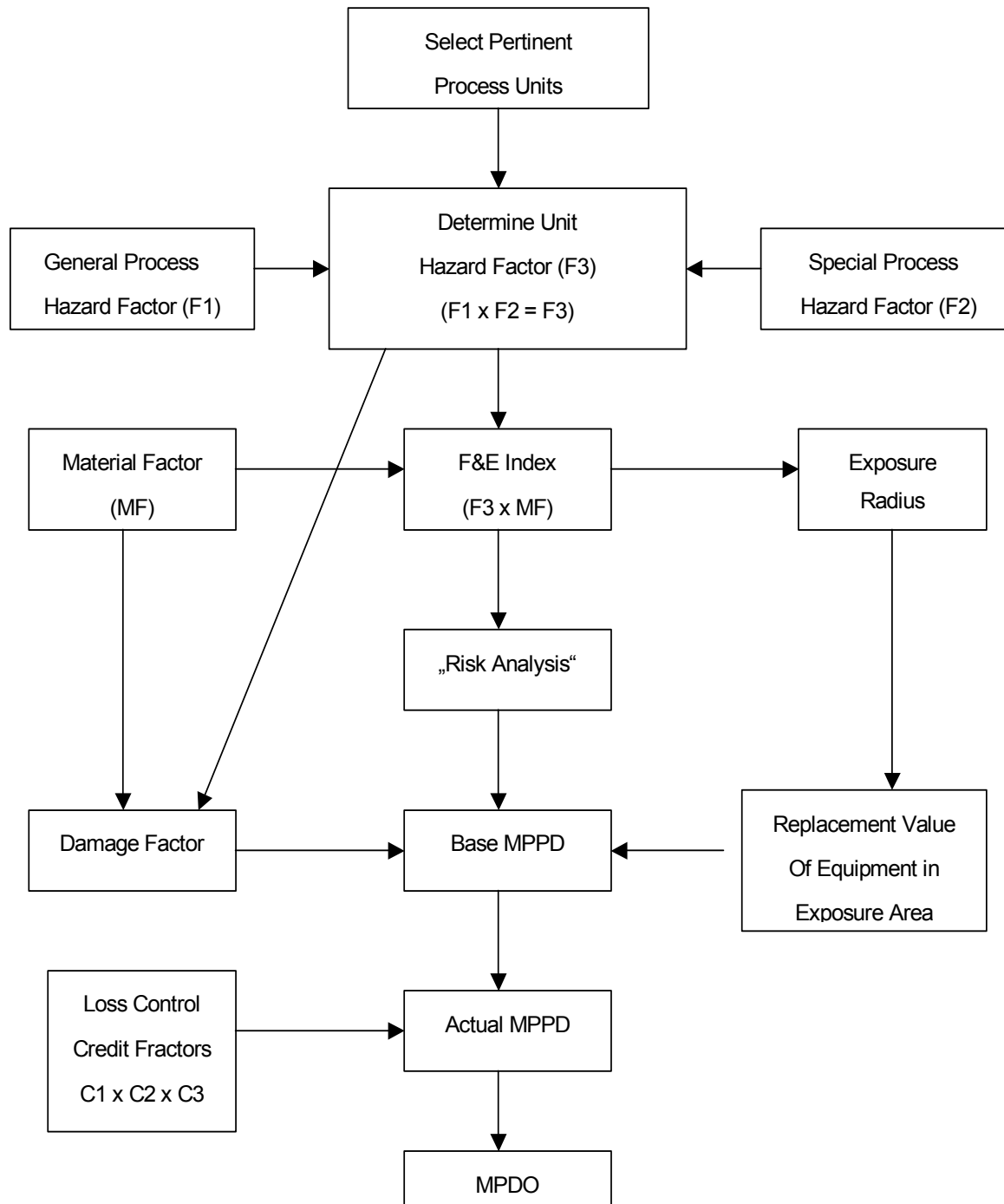


Abbildung 6.3 Ermittlung der Indizes (DOW F&E Index) [28]

MOND-Index

Der MOND Fire, Explosion & Toxicity Index basiert auf dem Dow Fire & Explosion Index. Die prinzipielle Vorgehensweise und die Abfolge der Schritte sind ähnlich. Das MOND-Verfahren ermöglicht eine weitergehende Betrachtung, da neben der Entzündbarkeit und der Reaktivität auch die Giftigkeit von Stoffen berücksichtigt wird. Wesentliche Elemente sind:

- Einteilen der untersuchten Anlage in zweckmäßige Einheiten.
- Ermittlung eines Materialfaktors, gewichtet nach folgenden Kriterien:
 - Stoffeigenschaften,
 - Stoffmengen,
 - Art des Prozesses zur Stoffbehandlung und Kontrollaufwand für den Prozess,
 - Prozessbedingungen,
 - Werkstoffe, Material,
 - Anordnung der Anlagenteile.

(In Ergänzung des DOW-Verfahrens wird durch letzteres Kriterium die Bedeutung von Abständen, Zugängen und Konstruktionsmerkmalen verdeutlicht.)

- Ermittlung eines numerischen Wertes (F & E Index) durch Kombination der Gewichtungsfaktoren mit dem Materialfaktor.
- Beurteilung des Gefahrenpotentials durch Vergleich des ermittelten Index mit denen von Anlagenteilen mit bekanntem Gefahrenpotential (ordinaler Bewertungsmaßstab auf Grundlage des Index).
- Ermittlung weiterer Indizes (z.B. zur Toxizität von Stoffen) und Verknüpfung aller Indizes zu einem Gesamtindex.

Bewertung

Die Index-Methoden ermitteln auf spezielle Gefahrenpotentiale ausgerichtete Maßzahlen und erlauben eine ausschließliche Berücksichtigung der damit zusammenhängenden Einflussgrößen. Dabei werden Bonus- und Strafpunkte für bestimmte Verfahrensbedingungen oder Stoffeigenschaften vergeben. Die Index-Methoden enthalten aber keine systematische anlagenbezogene Gefahrenanalyse.

Zu den betrachteten Gefahren werden mit Hilfe vorgegebener Indizes Maßzahlen zu Schadensausmaß und Reichweite ermittelt, die zur Charakterisierung des Gefahrenpotentials verschiedenen verbal umschriebenen Kategorien zugeordnet werden.

Die Anwendung einheitlicher Indizes und Kriterien zur Ermittlung des Gefahrenpotentials führt zu vergleichbaren Ergebnissen. Die allgemeine Übertragbarkeit ist aber gering, da die bei der Vergabe der Indizes zugrunde gelegten Kriterien auf firmenspezifischen Einschätzungen und Sicherheitsstandards beruhen, die für Außenstehende kaum nachvollziehbar sind.

Die Index-Verfahren ermitteln Maßzahlen für Schadenspotentiale, die durch bestimmte Störereignisse ausgelöst werden. Es erfolgt aber keine systematische anlagenbezogene Gefahrenanalyse. Schadenseintrittswahrscheinlichkeiten werden nicht ermittelt. Eine Quantifizierung des Risikos erfolgt nicht.

Die Anwendungsbereiche der betrachteten Index-Verfahren beziehen sich auf eine begrenzte Auswahl von Störereignissen. In erster Linie sind hier die Risiken durch Feuer und Explosion zu nennen (z.B. Dow F&E Index). Andere Verfahren betrachten weitere Aspekte (z.B. Reaktivität, Toxizität) und ergänzen zusätzliche anlagenbezogene Kriterien (z.B. MOND-Index), die u.a. auch einen Bezug auf die funktionelle Einheit der Ökobilanz ermöglichen. Die Methode ist in erster Linie ausgerichtet auf Schäden in der Anlage (Sachschäden, Produktionsausfall, ggf. Personenschäden), die aber nicht Gegenstand der Ökobilanz sind. Die Wirkungskategorien der Ökobilanz werden in den ermittelten Indizes für Schadenspotentiale nicht oder nur zum Teil berücksichtigt, so dass die Methoden in diesem Zusammenhang nicht universell anwendbar sind. Die Index-Methoden sind aufgrund ihrer übersichtlichen Struktur einfach anzuwenden, erfordern z.T. aber genaue Kenntnisse der chemischen Vorgänge und Prozessabläufe sowie firmenspezifisches Know How (Fa. DOW), damit die Indizes und Punkte in zutreffender Weise vergeben und interpretiert werden können.

Aufgrund der aufgezeigten Begrenzungen kommen die beschriebenen Index-Methoden (DOW, MOND) nicht als Risikoermittlungsverfahren im Rahmen einer Ökobilanz in Frage und werden anhand der Praxisbeispiele nicht weiter verfolgt.

6.4.8 Z-Faktor-Methode

Mit der Z-Faktor-Methode wird das Gefahrenpotential von Anlagen und Lagereinrichtungen mit gefährlichem Stoffpotential ermittelt. Es wird eine Stoffbewertung und eine Technikbewertung durchgeführt, deren Kombination in der Gesamtbewertung das Gefahrenpotential der Anlage in Form einer Maßzahl („Z“) ergibt.

Stoffbewertung

Bei der Stoffbewertung werden spezifische Stoffeigenschaften in den Gefahrenbereichen Brand, Explosion, Wassergefährdung, Toxizität und Langzeitschäden berücksichtigt. Für jeden Gefahrenbereich gibt es Mengen, bei denen davon ausgegangen wird, dass bei deren Freisetzung keine schwerwiegenden Auswirkungen in der Umgebung oder der Anlage auftreten. Die Mengenschwellen wurden in Expertendiskussionen ermittelt und an ein Punktesystem gekoppelt. Der Zusammenhang zwischen Mengenschwellen und Punkten wird in einer empirischen Beziehung dargestellt. Die Zuordnung berücksichtigt innerhalb der Gefahrenbereiche unterschiedliche Kriterien, deren Gewichtung sich aus verschiedenartigen Aspekten ergibt (z.B. Grenzwerte, VbF-Festlegungen, VDE-Richtlinien, Giftlisten).

Anhand des Punktesystems werden 74 Stoffgruppen (z.B. unchlorierte Lösungsmittel, persistente chlorierte Lösungsmittel, Metallsalzlösungen mit Cyaniden, korrosive Gase) bewertet, deren gefährlichster Vertreter das Maß der Bewertung festlegt. Durch Überschätzung der Wirkung soll eine konservative Bewertung gewährleistet werden. Es ist

prinzipiell auch eine spezifische Bewertung der vorhandenen Stoffe selbst (anstatt Stoffgruppen) möglich.

Technikbewertung

Die Technikbewertung umfasst eine Analyse der Umgebung der Bedingungen unter denen die Stoffe gehandhabt werden (Umwelt-, Arbeitsschutzaspekte). Alle Technikbereiche werden mit Hilfe von Checklisten (Fragen) untersucht und bewertet. Für jede Aussage ist ein Bewertungsfaktor festgelegt, der direkt den Gefahrenbereichen zuzuordnen ist, nach denen die Stoffbewertung vorgenommen wurde, so dass der Einfluss von Maßnahmen oder Ereignissen auf die Gefahrenbereiche erkennbar ist. Die Größe der Bewertungsfaktoren basiert auf Expertenaussagen und ist z.T. an vergleichbare Bewertungsmodelle angelehnt (z.B. Dow F & E Index).

Gesamtbewertung

Die aus der Stoffbewertung erhaltenen Punktzahlen werden mit den Faktoren der Technikbewertung multipliziert und erhalten eine korrigierte Punktzahl. Unter Berücksichtigung der tatsächlich vorhandenen Stoffmengen und in der Stoffbewertung verwendeten empirischen Beziehung zwischen Mengenschwellen und Punktezuordnung, erhält man das Gefahrenpotential der untersuchten Einrichtung als Maßzahl „z“.

Zur Gesamtbeurteilung einer Anlage werden die aus der Stoff- und Technikbewertung erhaltenen korrigierten Punktzahlen für jede Stoffklasse zu einer Gesamtpunktzahl zusammengefasst. Die Gefahrenpotentialwerte der Gesamtanlage werden am Standard $z = 0$ gemessen. Für kleinere Werte von z liegt ein zu hohes Gefahrenpotential vor, für größere Werte von z liegt das Gefahrenpotential unterhalb der Toleranzgrenze und ist akzeptabel.

Bewertung

Das Gefahrenpotential einer Anlage mit gefährlichem Stoffpotential wird in einer Kombination von Stoffbewertung und Technikbewertung in Form einer Maßzahl ermittelt und bewertet. Dabei werden Stoffeigenschaften und -mengen (Stoffbewertung) sowie Anlagen- und Umgebungseinflüsse berücksichtigt und in einer Maßzahl zusammengefasst. Zum Teil werden andere Bewertungsmodelle (Dow F&E Index) herangezogen. Die Anwendung einheitlicher Faktoren und Kriterien zur Stoffbewertung und zur Technikbewertung führt zu vergleichbaren Ergebnissen. Die Technikbewertung erfolgt anhand umfangreicher Checklisten, die ein einheitliches Vorgehen sicherstellen. Da die Listen anlagenspezifisch aufgebaut sind, ist eine universelle Anwendbarkeit nicht unbedingt gegeben.

Die Stoffbewertung basiert auf einem Punktsystem. Der Zusammenhang zwischen den Mengenschwellen und den vergebenen Punkten unter Berücksichtigung empirischer Konstanten zur Stoffbewertung sowie die Ermittlung des Z-Faktors in der Gesamtbewertung wird durch rein empirische Beziehungen beschrieben. Damit sollen die Bewertungen von Experten analytisch fassbar werden.

Mit der Z-Faktor-Methode wird eine Maßzahl für das Gefahrenpotential einer Anlage oder Lagereinrichtung ermittelt, jedoch keine absolute Größe. Schadenseintrittswahrscheinlichkeiten werden mit dieser Methode nicht ermittelt.

Die Z-Faktor-Methode ist einfach aufgebaut und in der Struktur nachvollziehbar. Bei vorgegebenen Fragelisten und Tabellen, die eine eindeutige Punktezuordnung ermöglichen, ist eine einfache Handhabbarkeit mit begrenztem Aufwand gegeben. Die empirisch abgeleiteten analytischen Beziehungen ermöglichen eine rechnergestützte Auswertung mit entsprechender Dokumentation. Die zur Technikbewertung eingesetzten anlagenspezifischen Checklisten sind sehr umfangreich (mehr als 150 Einzelfragen) und erfordern z.T. spezifische Detailkenntnisse des Prozesses und der eingesetzten Stoffe, die beim Ersteller der Ökobilanz nicht unbedingt voraussetzen sind. Die Zusammenfassung von Stoffen zu Stoffgruppen, deren gefährlichster Vertreter das Maß für die Bewertung festlegt, ist für die Zwecke der Ökobilanz nicht geeignet, da dort z.T. andere Kriterien und Wirkungen einzubeziehen sind.

Die Methode ist zur Risikoermittlung im Rahmen einer Ökobilanz nicht geeignet, weil die Kriterien nicht auf die Bedürfnisse der Ökobilanz zugeschnitten sind. Die durch die Methode erfassten Gefahrenbereiche (Stoffbewertung) sind nicht abdeckend für die zu berücksichtigenden Wirkungskategorien.

Unabhängig von der hier als ungeeignet bewerteten speziellen methodischen Ausgestaltung kann das prinzipielle Vorgehen weiter verfolgt werden, indikatorgestützte Kennzahlen in den Bereichen Stoffbewertung und Technikbewertung zu entwickeln und in einer Gesamtbewertung zusammenzufassen. Die Stoffbewertung ist anhand der in der Ökobilanzierung zu berücksichtigenden Wirkungen auszurichten. Dazu gibt es verschiedene Ansätze (z.B. euroMat, s.u.). Darüber hinaus bedarf es im Bereich der Technikbewertung eines Kennzahlensystems, das die Ausstattung der Prozessanlagen durch geeignete Indikatoren der Anlagenauslegung und des Anlagenbetriebs charakterisiert. Bezogen auf die Definition des Risikobegriffs muss dadurch die Eintrittswahrscheinlichkeit von Ereignissen bzw. das Wirksamwerden der Gefahrenquelle gekennzeichnet werden.

6.4.9 DIN 19250 – Sicherheitsbetrachtungen für MSR-Schutzeinrichtungen

Die Vornorm DIN V 19250 [19] enthält ein Verfahren zur Sicherheitsbetrachtung beim Einsatz von MSR-Einrichtungen mit Schutzfunktion in technischen Systemen. Es ist eine qualitative Risikoabschätzung, die zu abgestuften Anforderungsklassen für die betrachtete Schutzeinrichtung führt. Jede Anforderungsklasse erfordert technische und nicht-technische Maßnahmen. Die Norm dient der Zuordnung von Anforderungen an einzelne MSR-Schutzeinrichtungen. Eine Bewertung von Sicherheitsanforderungen an gesamte Verfahren oder Anlagen ist mit diesem Verfahren i.S.d. Norm nicht zulässig. Auch die Richtlinie VDI/VDE 2180 zur Sicherung von Anlagen der Verfahrenstechnik mit Mitteln der Prozessleittechnik (PLT) betrachtet Schutzeinrichtungen und ist nicht für die Bewertung ganzer Anlagen oder Verfahren gedacht.

Im Hinblick auf die hier zu untersuchende Berücksichtigung von Risiken durch Betriebsstörungen von Industrieanlagen in der Ökobilanz sind folgende Einschränkungen als Vorbemerkung zu beachten: Die DIN V 19250 ist als Ganzes nicht anwendbar. Übertragbar ist der allgemeingültige Ansatz, die einflussnehmenden Parameter mit Hilfe eines Risikographen zu verknüpfen und darzustellen. Die Zuordnung von bestimmten Anforderungsklassen zum Verlauf des Risikographen setzt eine entsprechende sicherheitstechnische Bewertung voraus und ist hier nicht übertragbar.

Allgemein gilt der Zusammenhang, dass die sicherheitstechnischen Anforderungen um so höher sind, je größer das abzudeckende Risiko ist. Durch Schutzmaßnahmen wird das Risiko auf ein vertretbares Maß reduziert. Mit MSR-Schutzeinrichtungen wird i.d.R. nur ein Teil des von der Betrachtungseinheit ausgehenden Gesamtrisikos reduziert. Schutzmaßnahmen technischer und nicht-technischer (organisatorischer) Art können sich gegenseitig ergänzen. Die Anforderungen resultieren aus dem vorgegebenen Schutzziel und dem durch die MSR-Schutzeinrichtung abzudeckenden Teilrisiko. Dieses Teilrisiko wird durch Risikoparameter qualitativ beschrieben, die zur Vereinfachung eingeführt werden, weil eine exakte Quantifizierung von Risiken oft nicht möglich ist. Ausgehend von der Definition des Risikos als Produkt aus Schadensausmaß und Eintrittshäufigkeit des Schadens ergeben sich in der DIN V 19250 folgende Risikoparameter:

- Schadensausmaß (S),
- Häufigkeit, gegliedert nach
 - Aufenthaltsdauer im Gefahrenbereich (A),
 - Möglichkeit der Gefahrenabwehr (G),
 - Wahrscheinlichkeit des unerwünschten Ereignisses ohne Vorhandensein der Schutzeinrichtung (W).

Zusätzlich zu den genannten Risikoparametern kann prozessspezifisch die Einführung zusätzlicher Parameter notwendig oder sinnvoll sein, wodurch die Anforderungen vergrößert oder reduziert werden können.

Das **Schadensausmaß** wird unter folgenden Kriterien betrachtet:

- zu schützendes Gut (Personen, Umwelt, ggf. Sachwerte),
- Höhe des Schadens (eine, mehrere, sehr viele Personen),
- Verletzungsschwere (leichte / reversible Verletzung, schwere / irreversible Verletzung, Tod).

Daraus ergeben sich vier Schadensausmaßklassen (Tabelle 6.4).

Für die **Aufenthaltsdauer** ergeben sich nach zeitlicher Dauer bzw. Häufigkeit (selten, öfter, permanent) zwei Klassen (Tabelle 6.4).

Der Parameter **Gefahrenabwendung** wird unter verschiedenen Kriterien betrachtet:

- Betrieb eines Prozesses (unter Aufsicht, ohne Aufsicht),
- zeitliche Entwicklung / Entstehung der Gefahr (plötzlich / schnell, langsam),
- Erkennen der Gefahr (unmittelbare Beobachtung, mit / ohne technische Hilfsmittel),
- Abwendung der Gefahr (möglich, bedingt möglich, nicht möglich),
- praktische Sicherheitserfahrung (gleicher Prozess, vergleichbarer Prozess, keine).

Die Kriterien „Erkennen der Gefahr“ und „praktische Sicherheitserfahrung“ werden bei der Bildung des Parameters nur indirekt betrachtet, da sie nicht objektiver Art sind. Es ergeben sich die zwei Klassen dieses Parameters (Tabelle 6.4).

Die Eintrittswahrscheinlichkeit des unerwünschten Ereignisses wird ohne Vorhandensein der MSR-Schutteinrichtung in einer groben Abstufung von drei Wahrscheinlichkeitsklassen (Tabelle 6.4) unterschieden. Sofern keine ausreichenden Erfahrungen mit dem Prozess verfügbar sind, wird zur Abschätzung der Wahrscheinlichkeit ein konservatives Vorgehen empfohlen.

Tabelle 6.4 Risikoparameter n. DIN V 19250

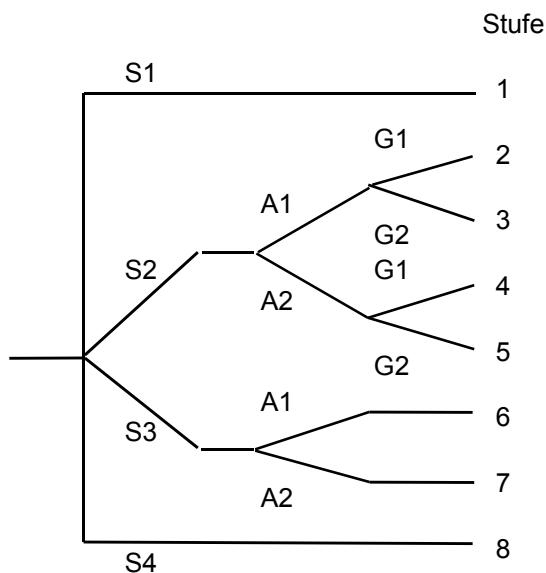
Parameter	Klasse	Definition
Schadensausmaß	S1	leichte Verletzung einer Person; schädliche Umwelteinflüsse, die z.B. nicht unter die Störfall-Verordnung fallen
	S2	schwere, irreversible Verletzung von einer oder mehreren Personen oder Tod einer Person; vorübergehende, größere schädliche Umwelteinflüsse
	S3	Tod mehrerer Personen; langandauernde, größere schädliche Umwelteinflüsse
	S4	Katastrophale Auswirkungen, sehr viele Tote.
Aufenthaltsdauer	A1	seltener bis öfterer Aufenthalt im Gefahrenbereich
	A2	häufiger bis dauernder Aufenthalt im Gefahrenbereich
Gefahrenabwehr	G1	möglich, unter bestimmten Bedingungen
	G2	kaum möglich
Wahrscheinlichkeit	W1	sehr gering, nur sehr wenige unerwünschte Ereignisse sind bei dem Prozess zu erwarten
	W2	gering, wenige unerwünschte Ereignisse sind bei dem Prozess zu erwarten
	W3	relativ hoch, häufiger sind unerwünschte Ereignisse bei dem Prozess zu erwarten

Die Abstufungen der verschiedenen Risikoparameter werden zu sogenannten „Beurteilungspaketen“ zusammengefasst. Diesen sind die zu sogenannten „Anforderungsklassen“ zusammengefassten Anforderungen zugeordnet. Die Zuordnung der Anforderungsklassen zeigt Abbildung 6.4. Es sind theoretisch 48 Kombinationen der Risikoparameter möglich, von denen einige jedoch keine praktische Bedeutung haben. So haben

beispielsweise bei höheren Unfallsauswirkungen „S“ die Abstufungen der Parameter „A“ und „G“ nur eine untergeordnete Bedeutung. Die Anforderungen an die jeweilige MSR-Schutzeinrichtung werden nicht in der DIN V 19250 sondern an anderer Stelle beschrieben (DIN 19251, DIN V VDE 0801).

Die Zuordnung der Anforderungsklassen der DIN V 19250 ist nur für einzelne MSR-Schutzeinrichtungen definiert und ist bei der hier vorgesehenen Darstellung von Risikographen für Verfahren oder Anlagen (bzw. Stufen) nicht möglich. Für diesen Anwendungsfall kann eine Differenzierung nach Stufen erfolgen, die jeweils ein unterschiedliches Risiko repräsentieren.

Abbildung 6.4 Risikograph und Anforderungsklassen in Anlehnung an DIN V 19250



Bewertung

Die DIN V 19250 beschreibt ein qualitatives Verfahren für MSR-Schutzeinrichtungen, das primär der Zuordnung von Anforderungen dient. Die Norm als Ganzes ist nur auf einzelne MSR-Schutzfunktionen und nicht auf größere Systeme (Verfahren, Anlage) anwendbar. Für die vorliegende Aufgabenstellung ist nur der allgemeingültige Ansatz zur Darstellung des Risikographen übertragbar. Ein vorgelagerter Analyseschritt ist notwendig, in dem die jeweils zu untersuchenden Einheiten systematisch ermittelt werden.

Das Verfahren geht in allgemeiner Form von den für den Risikobegriff grundlegenden Einflussgrößen, Schadensausmaß und Eintrittshäufigkeit, aus und ist insofern nicht auf bestimmte Risiken begrenzt und auf Sicherheitsfunktionen in beliebigen verfahrenstechnischen Prozessen anwendbar. Die einzelnen Risikoparameter sind grob definiert,

so dass zumindest für eine überschlägige Ermittlung der Rahmen für ein einheitliches Vorgehen festgelegt ist. Wegen der geringen Anzahl der Parameter und deren geringer Abstufung ist das Verfahren transparent und nachvollziehbar.

Die Methode ist einfach anwendbar. Eine Anwendung ohne besondere anlagenspezifische Kenntnisse ist möglich, sofern keine differenzierte und ins Detail gehende Betrachtung erfolgt. Da die Methode aber auf Experteneinschätzungen basiert, ist ein entsprechender Erfahrungshintergrund zu Art, Häufigkeit und Tragweite möglicher Störungen des Prozesses erforderlich. Das Verfahren ist rein qualitativ. Quantitative Größen werden nicht ermittelt. Ein Bezug zur funktionellen Einheit der Ökobilanz ist nicht vorgesehen. Die ermittelten Anforderungsklassen sind nicht in einer für die Ökobilanz integrierbaren Form definiert. Die Methode ist auf einzelne Funktionen bzw. Risiken bezogen. Eine Aggregation des Gesamtrisikos einer Einheit ist nicht möglich. Die Methode insgesamt ist daher für die Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz nicht geeignet und kann allenfalls für eine überschlägige Vorbetrachtung (Screening) herangezogen werden. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass die nach DIN V 19250 ermittelten Anforderungsklassen an MSR-Schutzeinrichtungen im Sinne der Norm nicht verwertet werden können. Abhängig vom Verlauf des Risikographen ist jedoch eine Risikoabstufung möglich.

6.4.10 Entwicklung einer Risikomaßzahl für Risiken durch gentechnisch veränderte Pflanzen

In der Studie „Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) von Risiken gentechnisch veränderter Pflanzen – Entwicklung einer Risikomaßzahl“ [49] wurde aufbauend auf verschiedenen Ansätzen zur Risikoabschätzung für transgene Nutzpflanzen eine eigene Kategorie Gentechnik im Rahmen der Ökobilanz ein Schema entwickelt, welches es langfristig ermöglichen soll, eine „Risiko-Maßzahl“ für die kumulierten Wirkungen einer transgenen Pflanzen auf die verschiedenen Schutzgüter zu erhalten. Ein allgemeines Schema ist in der folgenden Tabelle 6.5 (Zitat aus [49]) dargestellt:

Es werden für die einzelnen Risikokategorien sogenannte Risikozahlen festgelegt, die Risikofaktoren wie die Ausbreitungswahrscheinlichkeit oder die Anzahl der übertragbaren Gene widerspiegeln. Die ermittelten Risikozahlen werden mit der Anzahl der jeweils betroffenen Schutzgüter multipliziert. Anschließend werden die Ergebnisse für die einzelnen Risikokategorien zur sogenannten Risikomaßzahl aufaddiert. Die Risikomaßzahl dient für die weitere Ökobilanzierung als Charakterisierungsfaktor. In der Sachbilanz wird das Produkt aus Anbaufläche und Nutzungsdauer der transgenen Pflanze, bezogen auf die funktionelle Einheit, ermittelt. Das Indikatorergebnis erhält man durch Multiplikation mit der Risikomaßzahl.

Tabelle 6.5 Risikokategorien für Risiken durch gentechnisch veränderte Pflanzen, nach [66] erweitert und angepasst (Teil 1)

Risikokategorie	Risikofaktoren	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Durchwuchs/durch Diasporen-ausbreitung	Dd0 = keine Diasporenausbreitung (Samen sind steril oder nicht winterhart) Dd1 = Diasporenausbreitung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich Dd2 = Diasporenausbreitung unter günstigen Bedingungen möglich Dd3 = Diasporenausbreitung findet statt, Fruchtbildung normalerweise unterdrückt Dd4 = Diasporenausbreitung ist bedeutend, Fruchtbildung erfolgt bei Kultivierung Dd5 = Diasporenausbreitung ist die Regel, Fruchtbildung erfolgt häufig und mit hoher Effektivität		
Durchwuchs durch vegetative Vermehrung	Dv0 = keine vegetative Vermehrung möglich Dv1 = vegetative Vermehrung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich Dv2 = vegetative Vermehrung unter günstigen Bedingungen möglich Dv3 = vegetative Vermehrung die Regel		
Hybridisierung und Pollenausbreitungsmöglichkeiten mit Wildpflanzen	Dp0 = keine verwandten Wildpflanzen vorhanden Dp1 = keine kompatiblen verwandten Wildarten vorhanden Dp2 = keine Berichte über spontane Hybriden vorhanden Dp3 = Auftreten zufälliger, natürlicher Hybride, keine Rückkreuzungen beobachtet Dp4 = natürliche Hybridisierung, Hybride sind fertil und zeigen Rückkreuzungen Dp5 = natürliche Hybridisierung häufig, Hybride sind fertil und zeigen häufig Rückkreuzungen		
Hybridisierung Nutzpflanze/ Nutzpflanze	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Resistenzentwicklung Zielorganismen	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Wirkungen auf Nichtzielorganismen und über die Nahrungskette	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Bodenwirkungen	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Wirkungen der Klonierung			
Übertragene Gene			
Antibiotika-resistenzgene	Ohne Bedeutung in der Human – oder Tiermedizin und in der Landwirtschaft = 0 Bedeutung als Pflanzenschutzmittel bei bakteriellen Pflanzenkrankheiten = 1		

Risikokategorie	Risikofaktoren	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
	Gewisse Bedeutung in der Human- und/oder Tiermedizin = 2 Wichtig in der Human- und/oder Tiermedizin (mindestens in bestimmten Anwendungsfeldern) = 3		
Gesundheitliche Wirkungen	bisher liegt kein Vorschlag vor		
Summe			Ergebnis: Risiko- maßzahl

Bewertung

Das methodische Vorgehen ist stark auf die Gentechnik zugeschnitten. Die prinzipielle Vorgehensweise ähnelt jedoch dem Vorgehen im Modul Missbrauchs- und Risikopotential der Ökoeffizienzanalyse der BASF. Da die BASF-Methodik in diesem Kapitel näher bewertet wird, wird hier die Methode der Risikomaßzahlen nicht näher verfolgt und bewertet.

6.4.11 Indikator „Consumption of Toxic Chemicals“ TX3

Im Rahmen des Projekts „Toward Environmental Pressure Indicators for the EU“ [70] im Auftrag der Eurostat wurden zahlreiche Indikatoren entwickelt, die umweltrelevante Belastungen abbilden sollen. In diesem Zusammenhang wurde auch der Indikator „Consumption of Toxic Chemicals“ entwickelt. Er wird in dem Projekt als TX3 bezeichnet. Die Ermittlung dieses Indikators kann im engeren Sinne nicht als Risikoermittlungsverfahren bezeichnet werden. Sie wird im vorliegenden Bericht dennoch dargestellt, da in diesen Indikator Aspekte wie Toxizität, Flüchtigkeit der Verbindung und die Art der Handhabung eingehen und damit indirekt Aspekte der Wahrscheinlichkeit von Störfällen berücksichtigt werden. Diese methodischen Ansätze werden eventuell im weiteren Projektverlauf ausschnittsweise aufgegriffen.

Mit in den Indikator einbezogen werden Chemikalien nach der EU-Richtlinie 67/548/EEC zu gefährlichen Stoffen. Der Indikator berücksichtigt nur Wirkungen auf Menschen und zielt vor allem auf die Wirkung von Chemikalien am Arbeitsplatz und in Haushalten. Zur Ermittlung des Indikators wird folgendes Berechnungsverfahren vorgeschlagen:

$$TX3 = C_i * P_{tox_i} * P_{rel_i} * F_{si_i} \quad [Pa * g]$$

Hierbei sind C die Mengen des verwendeten Petroleumprodukts oder der Chemikalie, P_{tox} ist das toxische Potential, P_{rel} ist das Freisetzungspotential und F_{si} ist ein Signifikanzfaktor, der die Gebrauchsbedingungen widerspiegelt.

Der Faktor P_{tox} wird anhand der R-Sätze ermittelt und ordnet den Chemikalien in Abhängigkeit des R-Satzes Faktoren von 0,5 bis 50.000 zu. Die Faktoren entsprechen denen der TRGS 440 [72], teilweise gibt es Unterschiede.

Der Faktor P_{rel} spiegelt die Flüchtigkeit der Verbindung wieder.

Der Faktor *F_{si}* spiegelt den Gebrauch der Chemikalie wieder und ist unterschiedlich, je nachdem, ob eine Nutzung der Chemikalien in geschlossenen Systemen, in einer Matrix oder mit einer offenen Anwendung stattfindet.

Bewertung

Der Indikator TX3 ist in geringem Umfang geeignet, Risikominderungspotentiale aufzuzeigen, die sich durch den Einsatz von Stoffen ergeben, die eine geringere Toxizität aufweisen, eine geringe Flüchtigkeit haben oder in einem System mit geringerer Streubreite als in Vergleichssystemen eingesetzt werden. Es wird keine Gefahrenanalyse im engeren Sinne mit Einbezug der konkreten Anlagenverhältnisse durchgeführt. Nicht berücksichtigt werden des weiteren Risiken wie Brand und Explosion.

Das System ist transparent, da für die Faktoren, die in den Indikator eingehen, entsprechende Parametertabellen zur Verfügung stehen. Durch die Parametertabellen, aus denen die Faktoren zur Berechnung des TX3 abgeleitet werden, liegen dem Verfahren keine subjektiven Einschätzungen zugrunde. Damit ist eine allgemeine Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit gegeben. Durch die Beschränkung des Verfahrens ist der Indikator TX3 nur für Prozesse mit toxischen Chemikalien einsetzbar.

Der Indikator TX3 liefert eine quantitative Ergebnisgröße, die auf die funktionelle Einheit bezogen werden kann. Das Verfahren ist in der Handhabung relativ einfach und ohne sehr detailliertes Expertenwissen durchführbar. Eine Einschränkung liegt darin, dass nur toxische Stoffe betrachtet werden und damit nicht alle Wirkungskategorien angesprochen werden. Die Methode ist daher nicht universell für die Risikoermittlung im Rahmen von Ökobilanzen einsetzbar, sondern nur für bestimmte Prozesse bzw. spezielle Fragestellungen. Für diesen begrenzten Anwendungsbereich wird die Methode zur Risikoermittlung anhand der Praxisbeispiele aufgegriffen.

6.4.12 Ökoeffizienzanalyse der BASF

Die Ökoeffizienzanalyse ist ein von der BASF angewandtes und praktiziertes Verfahren zur Quantifizierung der Nachhaltigkeit von Produkten und Prozessen (Saling et al. 2002). Es handelt sich um keine Ökobilanzierung im Sinne der DIN/ISO 14040, jedoch sind in der Methode Elemente der Ökobilanz enthalten. Das Verfahren zielt immer auf den Vergleich alternativer Produkte und Prozesse, so dass keine absoluten, sondern relative Werte ermittelt werden. Wie bei der Ökobilanzierung auch, wird der Lebensweg eines Produkts betrachtet und in Module unterteilt. Für jedes Modul werden folgende Größen, wie auch Abbildung 6.5 zeigt, ermittelt: Luft- und Wasseremissionen, Lärm, Abfall, Toxizitätspotential und Risiko- und Missbrauchspotential.

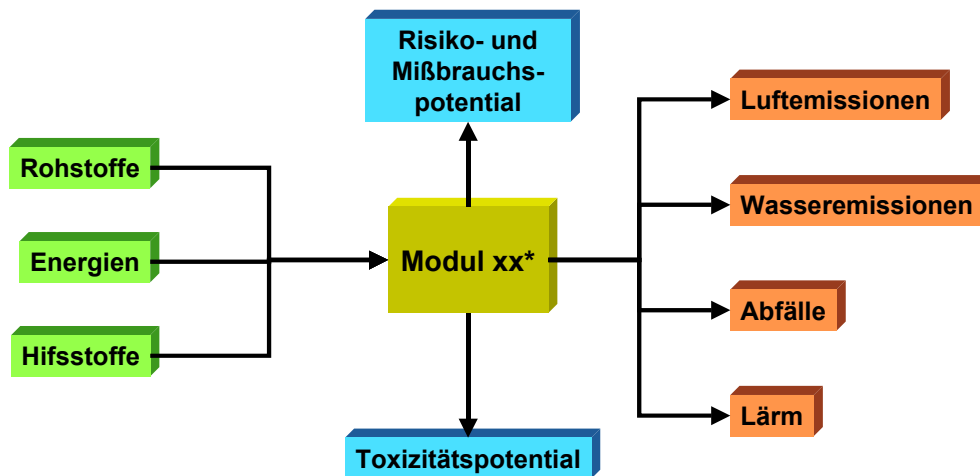


Abbildung 6.5 Betrachtete Umweltwirkungen im Ökoeffizienztool der BASF [11]

Die Vorgehensweisen bei der Ermittlung des Toxizitätspotentials und des Risiko- und Missbrauchspotentials werden im folgenden kurz dargestellt.

Zur Ermittlung des **Toxizitätspotentials** der verwendeten Stoffe werden die EG-Einstufungen nach Gefahrstoffverordnung (R-Sätze) verwendet. Es erfolgt in Abhängigkeit des R-Satzes eine qualitative Einstufung des Toxizitätspotentials in 5 Stufen. Den einzelnen Stufen sind Bewertungspunkte zugeordnet, die die Toxizität der Chemikalie abbilden sollen. Das zugrunde liegende Bewertungssystem, das den 5 Stufen verschiedene Bewertungspunkte zuordnet, wurde auf Basis von Umfragen bei BASF-Mitarbeitern und Toxikologiestudenten erstellt. Nach der Einstufung werden die Bewertungspunkte für jede Chemikalie mit der verwendeten Menge multipliziert. Das Ergebnis ist das Toxizitätspotential für die jeweilige Chemikalie im jeweiligen Modul. Abschließend werden die Toxizitätspotentiale für alle Chemikalien aller Module gewichtet aufaddiert. Die Wichtung erfolgt folgendermaßen: Die einzelnen Module werden nach Herstellung, Nutzung und Entsorgung aufgeteilt. Da aus Sicht des Endverbrauchers die Nutzenphase die wichtigste Phase darstellt, wird diese mit 70% gewichtet. Die Herstellungsphase wird mit 20% gewichtet und die Entsorgung mit 10%.

Bisher enthält das Bewertungsmodell keine Berücksichtigung der Expositionssituation. Es wird jedoch vorgeschlagen, das Modell um einen Expositionsfaktor zu erweitern, der das Produktionsvolumen, die Art der Handhabung und mögliche Expositionspfade berücksichtigt [54].

Das **Missbrauchs- und Risikopotential** spiegelt Gefahren von Unfällen in der Herstellung, dem Gebrauch und der Entsorgung des Produkts wider. Als Ergebnis werden auch hier nur vergleichende Zahlen ermittelt. Die zugrundeliegende Definition des Risikopotentials lautet innerhalb der Ökoeffizienz-Terminologie:

$\text{Risikopotential} = \text{mögliches Ausmaß der Folgen} \times \text{Eintrittswahrscheinlichkeit}$.

Vom Anwender des Ökoeffizienztools werden zunächst mögliche Risiken entlang des gesamten Lebensweges identifiziert. Dann erfolgt die Bestimmung von Faktoren für das mögliche Ausmaß der Folgen und die Eintrittswahrscheinlichkeit. Für die Festlegung der Faktoren liegt keine Methode zugrunde, so dass die Festlegungen der Faktoren auf subjektiven Einschätzungen beruhen. Abschließend erfolgt wie bei der Bestimmung des Toxizitätspotentials die gewichtete Addition der einzelnen Risikopotentiale in den einzelnen Modulen.

Bewertung

Modul Toxizitätspotential

Die Methodik entspricht in weiten Zügen der Methodik des Indikators TX3 „Consumption of Toxic Chemicals“. Dies gilt auch für die Bewertung, die oben für den Indikator TX3 bereits dargestellt ist.

Eine Erweiterung gegenüber dem TX3 liegt beim BASF-Modell jedoch hinsichtlich der betrachteten Lebensphasen vor. Es wird der Gebrauch der toxischen Chemikalien in verschiedenen Phasen des Lebenswegs (Produktion, Gebrauch, Entsorgung) berücksichtigt. Die entsprechenden Toxizitätspotentiale bzw. Risiken werden gewichtet aggregiert. Diese Wichtungsfaktoren haben einen subjektiven Charakter. Bei einer Übertragung dieser Methodik auf die Fragestellung des vorliegenden Forschungsprojekts wäre das Problem jedoch nicht relevant, da im ersten Schritt die Lebensphasen Gebrauch und Entsorgung nicht berücksichtigt werden, sondern nur die Produktion in verfahrenstechnischen Anlagen.

Modul Missbrauchs- und Risikopotential

Dem Verfahren liegt keine Methodik zum Screening möglicher Gefahrenquellen und zur Bestimmung des Schadensausmaßes und der Eintrittswahrscheinlichkeiten zugrunde. Wenn die Methode um eine entsprechende Systematik erweitert würde, wäre eine fundierte Identifizierung von Risikominderungspotentialen grundsätzlich möglich.

Durch die subjektive Einschätzung von Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit ist keine Transparenz und keine Vergleichbarkeit gegeben. Da die Methode sehr einfach und offen ist, ist sie für die gesamte Bandbreite verfahrenstechnischer Prozesse und auch für verschiedene Lebensphasen einsetzbar, allerdings mit Ergebnissen, die nicht nach objektiven Kriterien ermittelt wurden.

Als Ergebnis wird eine quantitative Größe, das Missbrauchs- und Risikopotential, ermittelt. Ein Bezug auf eine funktionelle Einheit ist möglich, jedoch ist dieses Vorgehen methodisch fraglich. Denn die Ermittlung des Risikopotentials ist subjektiv, und es gibt keine objektiven Kriterien für die Berücksichtigung von Faktoren wie die Menge der eingesetzten gefährlichen Stoffe oder der Anlagengröße. Durch das Fehlen von objektiven Kriterien ist die Methode auch ohne spezielles Expertenwissen anwendbar, da der Anwender selbst entscheidet, in welcher Tiefe er den Prozess untersuchen und abbilden möchte. Auch die Anwendung ist einfach, zumindest wenn der Anwender nur eine gro-

be subjektive Abschätzung machen möchte und für seine Abschätzungen nicht detailierte Recherchen durchführt. Für jede betrachtete Risikoquelle werden nach subjektivem Ermessen Punkte für das Schadensausmaß und die Eintrittswahrscheinlichkeit ermittelt. Damit können grundsätzlich alle Wirkungskategorien einbezogen werden.

Die Methode wird insgesamt nicht für die Analyse der Praxisbeispiele verwendet. Die Anwendung einer Teilbetrachtung (Modul Toxizitätspotential) ist durch die weitere Berücksichtigung des Indikators TX3 gegeben. Weitere Elemente finden sich in der Methode euroMat.

6.4.13 Risikopotentialanalyse nach euroMat

Die Risikopotentialanalyse (RPA) wurde von der C.A.U. GmbH im Rahmen des Verbundprojekts „euroMat“ (Fleischer & Schmidt 1997; Fleischer et al. 2000) als Modul Risiko, Kap. 3.9 in (TU Berlin 2001) entwickelt. Es ergänzt die übrigen Module Materialauswahl, Fertigung, Recycling, Umwelt, Arbeitsumwelt und Kosten, die zusammen in iterativer Form ein Instrument zur Materialauswahl (Schwerpunkt: Verbundmaterialien) in der Designphase von Produkten, z.B. Automobilbauteilen, bilden. Die Methode ist als Software-Tool angelegt, jedoch noch nicht kommerzialisiert. Das Modul Risiko wurde zunächst noch nicht in den Software-Demonstrator aufgenommen. Das Modul Umwelt ist - je nach Iterationsstufe (1-5)- als vereinfachte bzw. vollständige Ökobilanz mit Übergängen ausgelegt. Diese Ökobilanzen innerhalb von euroMat beinhalten nur die klassischen Wirkungskategorien (auch hier iterativ gestaffelt). Arbeitsumwelt und Risiko sind in eigene Module ausgelagert und basieren im Wesentlichen auf Stoffeigenschaften, auch wenn für die höheren Iterationen (4 und 5) der Anspruch auf nichtstoffliche Wirkmechanismen für die menschliche Gesundheit (Arbeitsumwelt) bzw. technische Risiken, die zu Unfällen führen können, erhoben werden.

Das Modul Risiko wurde zunächst auf der Basis der „Versicherungsformel“ ($\text{Risiko} = \text{Schadenshöhe} \times \text{Eintrittswahrscheinlichkeit}$) konzipiert, schließlich aber auf die Komponente „Risikopotential“ eingeengt, da in der Designphase für den gesamten Lebensweg nicht genügend Informationen zu den Eintrittswahrscheinlichkeiten zur Verfügung stehen. Das Risikopotential eines Bauteil-Lebensweges aus einem bestimmten Material gibt das (relative) potentielle Schadensausmaß von Betriebsstörungen von vor allem industriellen Prozessen an. Im Kontext der hier vorgestellten Risikoermittlungsverfahren ist die euroMat-Risikopotentialanalyse methodisch den „Index-Verfahren“ zuzuordnen.

In der Tabelle ist ein Überblick über die berücksichtigten Prozesse und ihre Zuordnung zu den Iterationen von euroMat gegeben. Ähnliche Zuordnungen werden für die an den Prozessen beteiligten Stoffe und Prozesseigenschaften gegeben. Die Risikobewertung erfolgt durch ein Scoringssystem, in das solche Stoffeigenschaften eingehen, die z.B. die Entzündlichkeit oder die Explosionsgefährlichkeit (sog. Stoffrisiken) charakterisieren. Das Stoff-Risiko beruht im Kern auf einer Einstufung von Stoffen nach der deutschen Gefahrstoffverordnung [52]. Die Stoffrisiken werden entlang der Prozessketten aufaddiert, wobei durch geeignete Gewichtungsfaktoren doppelte Bewertungen (für Inputs

und Outputs) vermieden werden. Schließlich werden die Prozessketten-Risiken zu Lebensweg-Risiken aufsummiert und ab der 2. Iteration auf die Masse des Materials, Bauteils oder Produkts bezogen.

Risikobeiträge durch Toxizitäten (Chemikalienaustritt bei Unfällen) werden über R-Sätze und Gefahrensymbole in Scoringpunkte umgesetzt. Ab der 4. Iteration gehen auch potentiell gefährliche Prozesseigenschaften wie hohe Temperatur und hoher Druck in die Risikopotentialermittlung ein.

Tabelle 6.6 Systemgrenzen hinsichtlich der Prozesse

Berücksichtigung von Prozessen	Iteration				
	1	2	3	4	5
Chemische Prozesse (nur mit industriell handelbaren Produkten als Inputs und Outputs)	X	X	X	X	X
Chemische Prozesse (mit industriell nicht handelbaren Produkten wie instabilen Stoffen)					
Prozesse mit Betriebsstoffen ohne Katalysatoren (Quecksilber in Chlor-alkalielektrolyse)			X	X	X
Physikalische Prozesse (ohne Bewertung, nur als Verbindung von chemischen Prozessen im Lebensweg)	X	X	X	X	X
Physikalische Prozesse (nur Anteil Treibstoff(Heizstoff)-Verbrennung und Stromverbrauch)	X	X	X	X	X
Physikalische Prozesse (nur Anteil Bewegung, Erwärmung, Abkühlung, Umformen, Fügen, Trennen, Mischen der Inputs)				X	X
Lösen von Schwefeltrioxid in Oleum	X	X	X	X	X
Verdünnen von Oleum mit Wasser zu Schwefelsäure				X	X
Strom-Prozesse, hier nur Anteil: Erzeugung und Vernichtung			X	X	X
Strom-Prozesse als nicht bewertete Brücken-Prozesse für Lebensweg (Strom-Erzeugung, Strom-Verbrauch)		X			

Zum Verständnis der Risikopotentialanalyse sind einige Begriffe nötig, die das schematische Vorgehen bei der Ermittlung der Zahlenwerte nachvollziehbar machen. Dabei muss im Auge behalten werden, dass die Methodik zur Risikoermittlung von Verbundwerkstoffen (meist binäre Systeme wie z.B. glasfaserverstärkter Kunststoffe) entwickelt wurde. Die Zahlenwerte werden, ausgehend von einzelnen Prozessen (die etwa den Modulen der Ökobilanz entsprechen) über Prozessketten hin zu Lebenswegen - im Sinne der Ökobilanz, also prinzipiell mit Nutzungsphase und Recycling, - aggregiert. Allerdings wird durch das iterative Vorgehen, das ein konstitutives Element von euroMat darstellt, ein schrittweise komplexer werdender Lebenszyklus betrachtet. In der Praxis wurden in der Beispielbearbeitung des Projekts (TU Berlin 2001) die Iterationen 1 bis 3 durchgeführt; die vorgesehenen Iterationen 4 und 5 fielen in der Beispielbearbeitung einer Straffung und Umorientierung des Projekts zum Opfer, das einer zügigen Entwicklung der Software erste Priorität gab.

Es wurden folgende Begriffe definiert, siehe Kap. 3.9 in (TU Berlin 2001):

1. Stoff-Risiko (Substance risk, RS) und Prozess-Risiko (Process risk, RP)
2. Prozess-Ketten-Risiko (Process chain risk, RC)
3. Lebenswegphasen-Risiko (Life cycle phase risk, RH)
4. Lebensweg-Risiko (Life cycle risk, RR)

Im Folgenden werden die Begriffe näher erläutert:

(1) Stoff-Risiko und Prozess-Risiko

Das Stoff-Risiko beruht im Kern auf einer Einstufung von Stoffen nach der deutschen Gefahrstoffverordnung [52]. Um den Einfluss der Aggregation von Prozessen zu größeren Prozessketten bei der Risiko-Potential-Analyse zu minimieren, werden schon bei der Berechnung des Stoff-Risikos Outputstoffe (d.h. deren Kennzahlen) mit dem Faktor 0,5 gezählt, Inputstoffe auch mit dem Faktor 0,5 gewertet, aber Zwischenprodukte mit dem Faktor 1 gewichtet. Die Stoff-Risiken werden durch einfache Addition zu Prozess-Risiken zusammengefasst. Durch Zusammenfassung von zwei Prozessen mit gleichzeitiger Ausweisung des Inputstoffes des letzten der beiden Ursprungsprozesse, der Outputstoff für den vorangegangenen Ursprungsprozess ist, als Zwischenprodukt des aggregierten Prozesses, kann so das gleiche Ergebnis erzielt werden wie beim Verzicht auf die Prozess-Aggregation.

Das Stoff-Risiko kann auf ein Kilogramm Stoff als Zwischenprodukt-Äquivalent bezogen sein, oder auf eine beliebige andere Masse als Zwischenprodukt-Äquivalent. Daher ist es in der Regel notwendig auf den Massen-Bezug zu achten. In der 1. Iteration gibt es keinen Massenbezug.

Das Prozess-Risiko wird ab der 2. Iteration auf eine zu spezifizierende Masse des Outputs bezogen.

(2) Prozessketten-Risiko

Prozessketten-Risiken werden ausgehend von dem ersten Prozess jedes Lebensweges aus berechnet unter sukzessiver Berücksichtigung der einzelnen folgenden Prozesse im Lebensweg. Das Prozess-Ketten-Risiko wird auf eine zu spezifizierende Masse des Outputs des letzten Prozesses bezogen.

(3) Lebenswegphasen-Risiko

Das Lebenswegphasen-Risiko aggregiert die Prozesse des Lebensweges nach Lebenswegphasen. Die Berechnung kann entweder direkt aus den Prozess-Risiken oder über die Prozess-Ketten-Risiken erfolgen. Das Lebenswegphasen-Risiko wird nicht auf ein Kilogramm Masse (ein Terajoule Energie) bezogen, sondern auf die Masse, die für das konkrete Bauteil (im allgemeinen Fall für die funktionelle Einheit) nötig ist. Mathematisch ist das Lebenswegphasen-Risiko die einfache Summe der beteiligten Prozess-Risiken. Wegen der Transparenz wird jeder Recyclinggutschrift differenziert nach einzelnen Verbund-Komponenten und differenziert nach der Ursprungs-

Lebenswegphase des Abfalls zur Verwertung ein eigenes Lebenswegphasen-Risiko zugeordnet. Ein Lebensweg, z.B. für einen Verbundwerkstoff aus zwei Komponenten hat also neun Lebenswegphasen-Risiken (zwei für die Herstellung, je eins für die Fertigung des Bauteils, die Nutzungsphase und das Recycling sowie vier Recyclinggutschriften (Fertigung und Recycling sowie die Komponenten)).

(4) Lebensweg-Risiko

Das Lebensweg-Risiko ist die Summe der Lebenswegphasen-Risiken. Für die verschiedenen Materialien (Verbunde) wird aus den Lebensweg-Risiken eine zweidimensionale Rangfolge und daraus eine eindimensionale Rangfolge abgeleitet.

Die obige Beschreibung wurde speziell für Verbundwerkstoffe ausgearbeitet. Für den allgemeinen Fall einer Ökobilanz mit einer beliebigen funktionalen Einheit besteht ein Adaptierungsbedarf für die Methodik der Risikopotentialanalyse. Man erkennt eine aufsteigende Ordnung vom einzelnen Prozess, der mit risikobehafteten Stoffen durchgeführt wird, über Prozessketten, die zu Lebenswegphasen zusammengefasst werden bis hin zum (im Idealfall) vollständigen Lebensweg eines Bauteils („von der Wiege bis zur Bahre“). In diesem letzten Schritt der Aggregation müssen Gutschriften für erfolgtes Recycling eingeführt werden, weil dieses den Bedarf an Primärmaterial - und damit auch das mit seiner Herstellung verbundene - Risiko vermindert. Eine Lebenswegphase kann mit einer Prozesskette identisch sein; da dies aber nicht immer der Fall ist, wurde ein eigenes RH definiert.

Die weitere Aggregation beruht auf Regeln, die ab der 2. Iteration den Massenbezug erlauben und Doppelzählungen (z.B. wenn ein Stoff als Output eines Prozesses gleichzeitig der Input für den nächsten „downstream“-Prozess ist) vermeiden hilft. Ähnliches gilt für die weiteren Aggregationen zu Lebenswegphasen und schließlich zum gesamten Lebensweg. In die Berechnungsformeln gehen außer diesen formalen Festlegungen vor allem Risiko-Faktoren (RF) ein, die aus Teilbeträgen zu folgenden Einzelrisiken bestehen:

1. Brand und Explosion (RBE)
2. Toxizität (RBX)
3. Prozesstemperatur (RBT)
4. Prozessdruck (RBP)
5. Handhabung von gentechnisch veränderten Organismen (RBG)

Die Verknüpfung der Teilbeträge 1-5 zum Risikofaktor erfolgt nach den folgenden Gleichungen (1-3):

$$RS = \text{Aggregationsfaktor} * \text{Mengenfaktor} * RF \quad (\text{Gleichung 6-1})$$

$$RF = RBE * RBX * RBT * RBP * RBG \quad (\text{Gleichung 6-2})$$

mit der Zusatzbedingung:

$$(RF = 0) \text{ wenn } ((RBE * RBX * RBT * RBP * RBG) = 1)$$

$$\text{Mengenfaktor} = \text{Konstante} * \text{Menge} \quad (\text{Gleichung 6-3})$$

Der Aggregationsfaktor kann Werte von 0, 0,5 und 1 annehmen (TU Berlin 2002).

Die Teilbeträge RBE und RBX, die auf Stoffeigenschaften beruhen, werden aus der aktuellen Gefahrstoffzuordnung abgeleitet (Tabelle 6.7 und Tabelle 6.8).

Die Iterationsstufe drückt sich in der Berücksichtigung von zunehmend mehr Teilbeträgen aus. In der dritten Iteration, der höchsten für die Beispiele existieren, werden die chemischen Beiträge RBE und RBX berücksichtigt; alle anderen werden in der Berechnung gleich 1 gesetzt. In der 4. Iteration wird RBT dazugenommen, in der 5. Iteration der gesamte Satz verwendet.

Der Risikobeitrag Prozesstemperatur (RBT) wird bei Temperaturen von mindestens der Schmelztemperatur von Eisen (1808 K) auf 2 gesetzt. Der Risikobeitrag Prozessdruck (RBP) wird bei Drücken von mindestens denen in Ammoniak-Synthese-Prozessen mit den höchsten Prozessdrücken (Claude-Prozess) (100 MPa) auf RBP = 2 gesetzt.

Tabelle 6.7 Risikobeitrag Brand und Explosion (RBE) in 1. bis 5. Iteration

RBE				Beschreibung	Zu- ord- nung	Be- zugs- menge	Beispiel
Iteration							
1	2	3	4 - 5				
0	100000	10000	10000	Kernbrennstoffeigenschaft		1 kg	Uran-235
9	9	25	25	Stoffe nach SprengG (1993)		1 kg	Trinitrotoluol
3	3	10	10	Explosionsgefährlich	E	1 kg	Ethylnitrit
3	3	8	8	Brandfördernd	O	1 kg	Wasserstoff- peroxid
1	1	1	8	Im trockenem Zustand explosi- onsgefährlich	R1	1 kg	
1	1	1	8	Bildet hochempfindliche explo- sionsgefährliche Metallverbin- dungen	R4	1 kg	
1	1	1	8	Beim Erwärmen explosionsfä- hig	R5	1 kg	
1	1	1	8	Kann Brand verursachen	R7	1 kg	
1	1	1	8	Feuergefahr bei Berührung mit brennbaren Stoffen	R8	1 kg	
1	1	1	8	Explosionsgefahr bei Mischung mit brennbaren Stoffen	R9	1 kg	
1	1	1	6	Mit und ohne Luft explosions- fähig	R6	1 kg	
1	1	1	6	Hochentzündlich	R12	1 kg	
1	1	1	6	Kann explosionsfähige Peroxi- de bilden	R19	1 kg	
1	1	6	6	Hochentzündlich	F+	1 kg	Methan
1	1	1	4	Leichtentzündlich	R11	1 kg	
1	1	1	4	Reagiert mit Wasser unter Bil- dung hochentzündlicher Gase	R15	1 kg	
1	1	1	4	Selbstentzündlich an der Luft	R17	1 kg	
1	1	1	4	Bei Gebrauch Bildung explosi- onsfähiger/leichtentzündlicher Dampf-Luftgemische möglich	R18	1 kg	
1	1	1	4	Explosionsgefahr bei Erhitzen unter Einschluss	R44	1 kg	
1	1	4	4	Leichtentzündlich	F	1 kg	Benzol
0	0	2	2	Entzündlich	R10	1 kg	Xylol
1	1	1	2	Reagiert heftig mit Wasser	R14	1 kg	
1	1	1	2	Kann bei Gebrauch leicht ent- zündlich werden	R30	1 kg	
0	0	2	2	Elektrizität		10 MJ	Strom
0	0	1	1		übrige	1 kg	Erdgas

Tabelle 6.8 Risikobeitrag Toxizität

RBX für die Iterationen ...				Beschreibung	Gefahrensymbol und Risikosatz (R-Satz)	Beispiel
1	2	3	4 - 5			
1	1	4	4	Carcinogen Mutagen	K1, K2 M1, M2	Benzol, Butadien CdF ₂ Cadmiumfluorid
1	1	3	3	Reproduktionstoxisch Sehr giftig	R _E 1, R _E 2, R _F 1, R _F 2 T+	CO Kohlenmonoxid Ca(CN) ₂ Calciumcyanid
1	1	2,5	2,5	Carcinogen Mutagen Giftig Ätzend Umweltgefährlich	K3 M3 T C N	Ethanal (Acetaldehyd) Ethoxytolylloxopropan As Arsen NaOH Natriumhydroxid Ammoniak
1	1	2	2	Reproduktionstoxisch Gesundheitsschädlich	R _E 3, R _F 3 Xn	CS ₂ Kohlenstoffdisulfid C ₇ H ₉ N Benzylamin
			2	Entwickelt bei Berührung mit Wasser giftige Gase	R29	
			2	Entwickelt bei Berührung mit Säure sehr giftige Gase	R32	
			1,5	Entwickelt bei Berührung mit Säure giftige Gase	R31	
1	1	1,5	1,5	Reizend	Xi	CaCl ₂ Calciumchlorid
1	1	1	1	Übrige Stoffe		Wasser

Der Risikofaktor (RF) wird durch Multiplikation aus den Teilfaktoren gewonnen, allerdings mit der Zusatzbedingung $RF = 0$ wenn alle Teilfaktoren = 1 (Gl. 1,2). Um die Massenabhängigkeit (Bezug zur funktionellen Einheit) einzuführen, wird RF mit einem Mengenfaktor multipliziert Gl. 3) Um von den substanzspezifischen Risikofaktoren zu den Risiken der Prozesse, Prozessketten, Lebenswegabschnitten bis hin zum gesamten Lebensweg zu gelangen, werden die in den folgenden Gleichungen beschriebenen Summierungen durchgeführt.

Das Prozess-Risiko (RP) wird durch Addition der Stoff-Risiken berechnet:

$$RP = \sum_k (RS_k) \quad (\text{Gleichung 6-4})$$

Das Prozess-Ketten-Risiko (RC) wird durch Addition aus den Prozess-Risiken berechnet.

$$RC = \sum_n (RP_n) \quad (\text{Gleichung 6-5})$$

Das Lebenswegphasen-Risiko (RH) wird durch Addition aus Prozess-Ketten-Risiken berechnet oder kann mit einem Prozess-Ketten-Risiko identisch sein.

$$RH = \sum_j (RC_j) \quad (\text{Gleichung 6-6})$$

Das Lebensweg-Risiko (RR) wird durch Addition aus den Lebenswegphasen-Risiken berechnet.

$$RR = \sum_n (RH_n) \quad (\text{Gleichung 6-7})$$

Die Risikopotentialanalyse in den ersten drei Iterationen ist also eine Risikobetrachtung, die auf Stoffeigenschaften beruht. Ab der 4. Iteration werden prozessspezifische Randbedingungen (Temperatur und Druck, s.o.) eingeführt und, soweit relevant, der Einsatz von gentechnisch veränderten Organismen (GVO). Der Massenbezug ist ab der zweiten Iteration gewährleistet. Dies erscheint aus zwei Gründen besonders wichtig:

1. es ist ein Bezug zur funktionellen Einheit herzustellen (Grundvoraussetzung zum Einsatz in einer Ökobilanz)
2. Stoffe, die nur in sehr kleinen Mengen in die Prozesskette eingehen, werden nicht über Gebühr negativ bewertet.

Zur Ableitung der Risikofaktoren müssen neben den R-Sätzen und ähnlichen Einstufungen auch Prozessbeschreibungen vorhanden sein, die genügend genaue Ablaufschemata

mit Mengenangaben der beteiligten Stoffe enthalten. Dies ist in guten Handbüchern der technischen Chemie (z.B. Ullstein) oft gegeben.

Der Gesamttablauf einer Risikobewertung nach der Risikopotentialanalyse ist schematisch für die 5. Iteration wiedergegeben (TU Berlin 2002). Dabei muss beachtet werden, dass es sich bei euroMat um ein System zur Auffindung optimaler Materialvarianten, speziell von Verbundwerkstoffen, für Bauteile handelt. Die spezielle Form des Ablaufschemas war gewählt worden, um eine vorgesehene (halb-)automatische Berechnung mit einer parallel entwickelten Software zu ermöglichen. Zur Ergebnisauswertung, einer Rangbildung nach steigendem Gesamtrisiko (1 bis 3) wurde eine mathematische Methode entwickelt, in die neben den ermittelten Risiko-Kennzahlen (für den gesamten Lebensweg) auch quantitative Fehleraspekte, wie z.B. fehlende Informationen zu Lebenswegabschnitten eingehen. Diese Programmschritte sind im Schema mit den Nummern 85, 95 und 100 bezeichnet. Sie werden von einer „Liste“ Defaultfehler (90) unterstützt, wenn in einem speziellen Fall keine lebenswegspezifische Fehleranalyse durchgeführt wurde.

Die Methodik geht mit dieser Bewertungsroutine über ein einfaches Ranking auf der Basis der ermittelten Risikokennzahlen (80) hinaus.

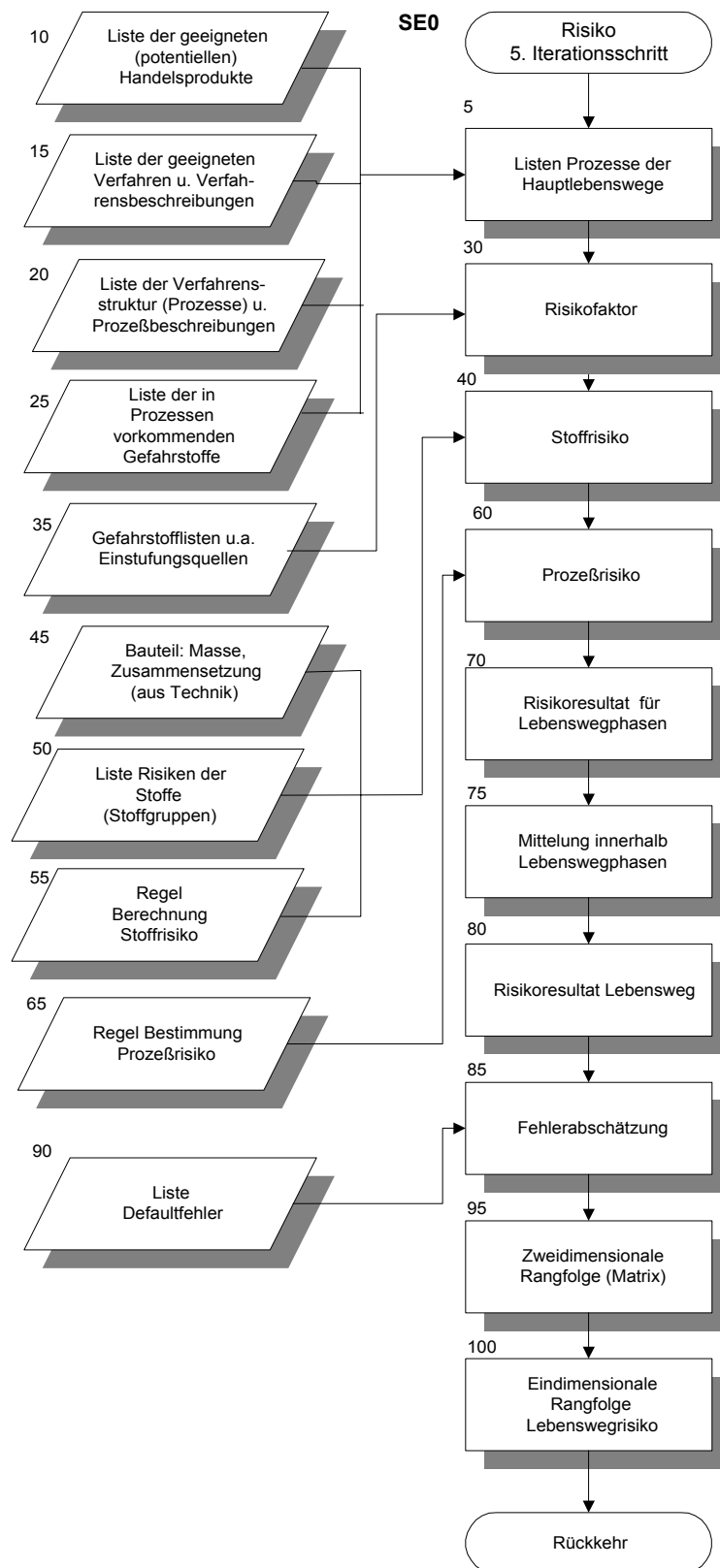


Abbildung 6.6.

Ablaufschema der 5. Iteration nach (TU Berlin 2002)

Bewertung

Die Methode enthält keine zur Ermittlung von Risikominderungspotentialen geeignete Elemente, da sie nicht zu diesem Zweck entwickelt wurde. Die Eingangsdaten beziehen sich auf „generische“ Prozessangaben und nicht auf konkrete Anlagen. Durch die Aufsummierung der substanz- und prozessspezifischen Kenndaten geht außerdem der Bezug zu den einzelnen Prozessschritten verloren, an denen die Optimierung ansetzen müsste. Die Risikopotentialanalyse ist daher für die Identifizierung von Risikominderungspotentialen ungeeignet.

Da die Methode für die vergleichende Analyse von Risikopotentialen entwickelt wurde, ist die Vergleichbarkeit der Resultate innerhalb der Fehlergrenzen gegeben. Wenn die Datenlage der verglichenen Lebensläufe etwa gleich eingestuft werden kann, können die aufaddierten *scores* (Risikokennwerte) direkt für eine Rangfolge benützt werden. Wenn dies nicht der Fall ist, kann die erweiterte Methodik der Bildung einer eindimensionalen Rangfolge unter Beachtung der Fehler angewendet werden. Die Übertragbarkeit ist nur bei gleicher Systemdefinition (Systemgrenzen!) gegeben. Dabei ist zu beachten, dass die Risikokennzahlen, wie bei allen scoring-Verfahren, keinen physikalischen Sinn haben, sondern ein relatives Maß für das Risiko darstellen. Eine quantitative Vergleichbarkeit mit anderen Methoden ist nicht gegeben. Ob die Methodik dieselbe Rangfolge verglichener Systeme abbildet, kann nur die vergleichende Analyse zeigen. Gesamturteil: Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit sind bedingt gegeben.

Bei der Entwicklung der Risikopotentialanalyse im Rahmen von euroMat wurde darauf geachtet, dass der Grundgedanke der Ökobilanz, die Analyse „von der Wiege bis zur Bahre“, grundsätzlich gewahrt wurde. Vereinfachungen ergeben sich zwangsläufig aus der Verfügbarkeit der Daten, d.h., die relativ komplexen Produktbäume der Sachbilanz werden durch möglichst lineare Prozessketten angenähert. Obwohl die Risikopotentialanalyse nicht als Teil der Ökobilanz bzw. der Wirkungsabschätzung innerhalb von euroMat konzipiert wurde, sondern als eigenes Modul, wurde der Massenbezug ab der 2. Iteration eingeführt. Dadurch ist auch der Bezug auf eine funktionelle Einheit immer möglich. Auch die Recyclinggutschriften sind ein Element der Lebenszyklusanalyse, das in der Risikopotentialanalyse angewendet wird. Gesamturteil: Die Risikopotentialanalyse hat gute Aussichten, im Rahmen der Ökobilanzierung einsetzbar zu sein.

6.5 Zusammenfassung

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Bewertung der Risikoermittlungsverfahren. In der letzten Zeile enthält die Tabelle als Schlussfolgerung aus der Auswertung. Darin ist eingetragen, ob das Verfahren grundsätzlich für eine Risiko-Screening (vereinfachte, überschlägige Vorgehensweise) oder für eine Detailuntersuchung spezieller Risikoaspekte geeignet ist. Dabei wird ebenfalls vermerkt, wenn die Methode nur für begrenzte Teilschritte der Analyse in Frage kommt.

Tabelle 6.9 Überblick über die Bewertung der grundsätzlichen Eignung der Risikoermittlungsverfahren

		HAZOP PAAG	FMEA	Fehler- baum	Ereig- nis- ablauf- analyse	Ausfall- effekt- analyse	F&E- / MOND- Index	Risiko- matrix	Z- Faktor	DIN V 19250	TX3	Öko- effizienz- analyse (Risiko- modul)	Risiko- potential analyse euroMat
A	Identifizierung von Risikomin- derungspot.												
	Einbezug aller risikorelevanten anlagentechnischen Aspekte?	möglich	möglich	möglich	möglich	möglich	nur spez. Risiken	möglich	möglich	möglich	nur tox. Stoffe	möglich	möglich
	Gefahrenanalyse und Beurteilung von Sicherheitsmaßnahmen?	ja	ja	nein	nein	nein	nein	nein	teilw.	nein	wenig	nein	nein
	Wirksamkeit von Gefahrenquellen und Notwendigkeit von Maßn.?	wenig	ja	ja	ja	ja	ja	ja	möglich	möglich	wenig	nein	nein
B	Übertragbarkeit und Vergleich- barkeit												
	Transparenz?	teilweise	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
	Methodisch fundiert und nach objektiven Kriterien?	wenig	nein	ja	ja	Ja	teilw. firmen- spez.	teilw.	teilw.	ja	ja	nein	ja
	Einsatz für die Bandbreite verfahr- enstechnischer Prozesse?	ja	möglich	ja	ja	ja	nur spez. Risiken	ja	ja	möglich	nur tox. Stoffe	möglich	ja
C	Eignung im Rahmen der Ökobi- lanz												
	Quantitative Ergebnisgröße	nein	ja	ja	ja	ja	ja	bedingt	ja	bedingt	ja	ja	ja
	Absolute Werte?	nein	nein	ja	ja	ja	nein	nein	nein	nein	ja	nein	
	Bezug auf funktionelle Einheit?	nein	nein	ja						nein	ja	bedingt	ja
	Allg. verfügbare Daten ohne spe- zielles Wissen?	nein	nein	nein	nein	nein	nein			ja	ja	ja	ja
	Einfache Handhabbarkeit und Anwendung?	bedingt	ja	nein	nein	nein	ja	ja	ja	ja	ja	ja	bedingt
	Alle Wirkungskategorien?	möglich	möglich	möglich	möglich	möglich	nein	nein	nein	nein	nein	möglich	möglich
	Schlussfolgerung; Methode geeignet für	R'	S	R'	R'	R'	R'	S	R'	S	R'	R'	R

S: Screening; R: Risikoermittlung; R' Risikoermittlung (nur Teilanalysen)

7 Weiterführende Bewertung der Risikoermittlungsverfahren vor dem Hintergrund von Praxisbeispielen

7.1 Auswahl und Darstellung der Praxisbeispiele

7.1.1 Auswahl der Praxisbeispiele

Auswahlkriterien

Bei der Auswahl der Praxisbeispiele wurde davon ausgegangen, dass

- es sich um Prozesse handelt, die aufgrund der Mengen und der Verbreitung der Produkte bedeutend und allgemein verbreitet sind und
- dass die zugrunde liegenden verfahrenstechnischen Prozesse so strukturiert sind, dass eine Bearbeitung im Rahmen des vorliegenden Projekts möglich erscheint und sie sich für einen grundlegenden Nachweis der Eignung von Risikoermittlungsverfahren für die Ökobilanz eignen.

Auswahl

Im 2. Zwischenberichts zum Vorhaben wurden die Ammoniakherstellung und die Polyethylenherstellung als Praxisbeispiele vorgestellt.

Bei der weiteren Projektbearbeitung stellte sich jedoch heraus, dass diese Praxisbeispiele bezüglich ihrer risikorelevanten Prozessparameter voraussichtlich nur eine wenig differenzierte Betrachtung mit den in Frage kommenden Risikoermittlungsverfahren erlauben und die Ergebnisse nur begrenzt vergleichbar sein würden. Vor diesem Hintergrund wurden zwei alternative Verfahren der **Polycarbonat-Herstellung** als Praxisbeispiele für den Endbericht ausgewählt. Dies sind

- das **Phosgenisierungsverfahren**, bei dem Polycarbonat durch Umsetzung von Bisphenol A mit Phosgen gewonnen wird, und
- das phosgenfreie **Schmelzeumesterungsverfahren**, bei dem Polycarbonat aus Bisphenol A und Diphenylcarbonat gewonnen wird.

Mengenmäßig gehören Polycarbonate zu den bedeutendsten thermoplastischen Kunststoffen, die sich durch gute Gebrauchs- und Verarbeitungseigenschaften auszeichnen (Festigkeit, Zähigkeit, Warmformbeständigkeit, Transparenz, und Legierfähigkeit). Polycarbonate werden in vielen Bereichen als Konstruktionswerkstoffe (Platten, Scheiben, Folien, Hohlkörper, Behälter für Lebensmittel, medizinische Zwecke u.a.) sowie für verschiedenartige Anwendungen in der Elektrotechnik und Elektronik verwendet. Der größte Teil der Polycarbonatproduktion fließt in die CD-Herstellung.

Zur Herstellung von Polycarbonaten werden beide o.g. Verfahren großtechnisch eingesetzt. Nach beiden Verfahren werden Produktionsanlagen vergleichbarer Kapazität (mehrere 10.000 Tonnen PC pro Jahr) betrieben, weitere Großanlagen sind in Planung.

Die beiden Verfahren sind mit unterschiedlichen Risikoaspekten verbunden, so dass eine differenzierte Betrachtung anhand der Risikoermittlungsverfahren möglich erscheint. Da Alternativerfahren für das gleiche Endprodukt betrachtet werden, wird zudem die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verbessert. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang das wesentliche Unterscheidungsmerkmal der Prozesse, die Verwendung von bzw. der Verzicht auf Phosgen, welches sich in der Risikobetrachtung niederschlagen müsste und somit zu einer fundierteren Aussage über die prinzipielle Eignung der Risikoermittlungsverfahren führen könnte.

7.1.2 Darstellung der Praxisbeispiele

Das wirtschaftlich bedeutendste Polycarbonat ist das sogenannte *Bisphenol A Polycarbonat* (BPA-PC). Es lassen sich auch viele andere Bisphenole zu Polycarbonaten verarbeiten, von denen allerdings nur sehr wenige als Monomere in der industriellen Produktion eingesetzt werden. Aus diesem Grund kann die Betrachtung hier auf das *Bisphenol A Polycarbonat* (BPA-PC) beschränkt werden.

Zur Herstellung werden großtechnisch zwei Verfahren angewandt,

- das Phosgenisierungsverfahren und
- das phosgenfreie Schmelzeumesterungsverfahren.

Das Phosgenisierungsverfahren wurde in der Vergangenheit bevorzugt, weil die im Schmelzeumesterungsverfahren gewonnenen Polycarbonate Nachteile bei der Produktqualität aufwiesen. Diese Nachteile können durch zwischenzeitliche Weiterentwicklungen bei der Reinheit der Einsatzstoffe, der Wirksamkeit der Katalysatoren und der Reaktortechnik bzw. der Prozessführung vermieden werden. Das Schmelzeumesterungsverfahren ist ferner durch einen höheren anlagentechnischen Aufwand gekennzeichnet.

7.1.2.1 Phosgenisierungsverfahren

Die Produktion im industriellen Maßstab begann 1958 bei der Fa. Bayer. Wichtiges Vorprodukt ist das Phosgen, das zusammen mit Bisphenol A im Phasengrenzflächenverfahren zu Polycarbonaten kondensiert wird. Bei der Herstellung von Polycarbonat wird Chlor zunächst mit Kohlenmonoxid zu Phosgen umgesetzt. Das Phosgen reagiert in einem zweiten Schritt mit Bisphenol A zu Polycarbonat. Der Reaktor ist drucklos, die Prozesstemperaturen liegen zwischen 20 und 40 °C. Die wesentlichen Einsatzstoffe sind das Bisphenol A-Dinatriumsalz in der wässrigen Phase, das Phosgen in der organischen Phase, zugeführt im Überschuss von ca. 20 %, sowie Natronlauge. Weitere Zusatzstoffe sind Lösungsmittel (Dichlormethan oder Dichlorbenzol), Katalysator (Triethylamin) und Molmasseregler (meist Phenol oder p-tert-Butylphenol).

Die Polykondensation erfolgt an der Grenzfläche zwischen wässriger und organischer Phase. Das Polycarbonat liegt dann in der organischen Phase vor. Bei der Polymerisation werden abwechselnd Phosgen-Einheiten und Bisphenol A-Einheiten miteinander verknüpft. Bei der Reaktion wird Chlor abgespalten und mit Natriumhydroxid zu Koch-

salz umgesetzt. Durchgeführt wird die Reaktion in Dichlormethan (oder Dichlorbenzol) als Lösemittel.

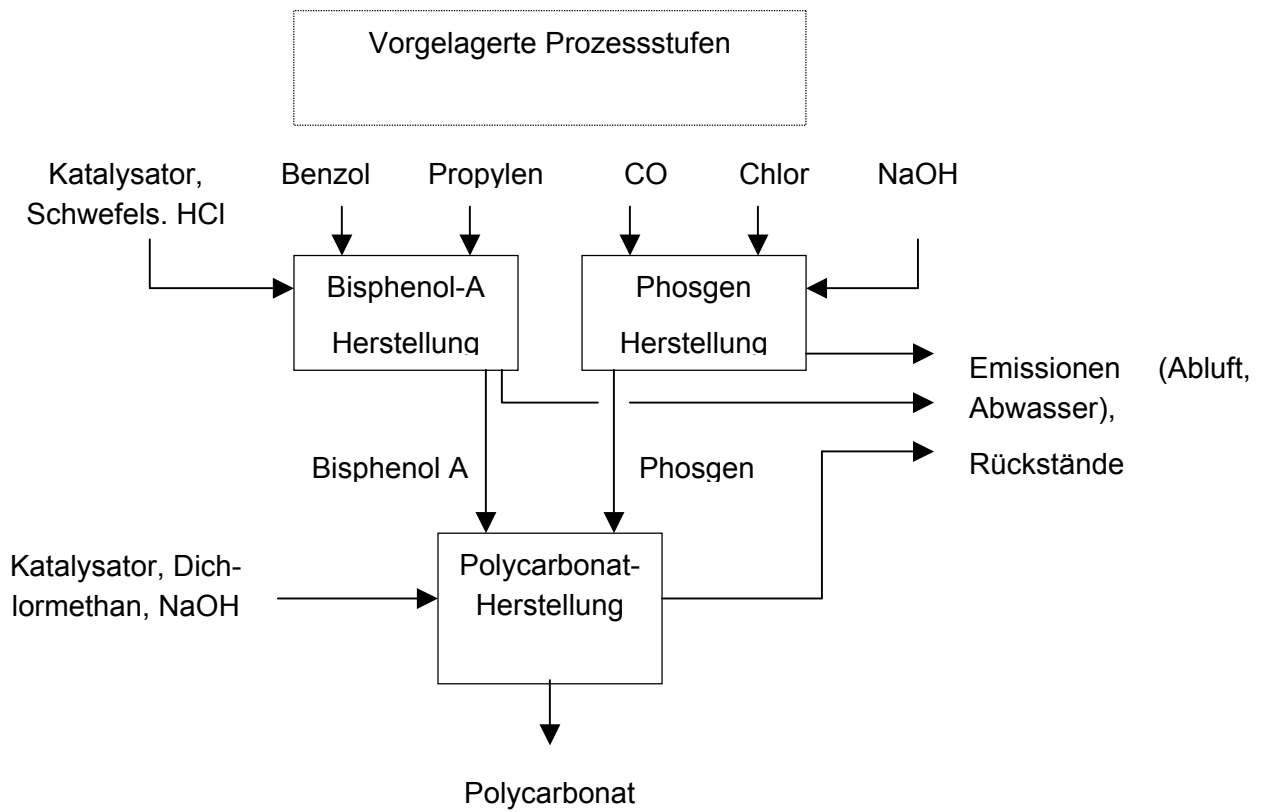
Die organische Polymerlösung (Polycarbonat und Dichlormethan) wird in einer mehrstufigen Phasentrennung von der wässrigen Phase und Nebenprodukten getrennt und gewaschen. Die wässrige Phase und die Waschlösung aus den Trennstufen, die die Nebenprodukte enthält, gelangen in eine Strippkolonne, in der Dichlormethan abgetrennt und in den Prozess zurückgeführt wird. Das Abwasser enthält Kochsalz, Soda und Anteile des Dichlormethan. In der Abwasserreinigung wird die Dichlormethan-Konzentration weitgehend reduziert. Das Dichlormethan emittiert dabei z.T. in die Luft.

Aus der Polymerlösung wird das Polycarbonat separiert (Sprühtrocknung, Fällung oder Destillation) und anschließend getrocknet. Das Dichlormethan wird zurück in den Prozess geführt. Die Trocknerabgase werden verbrannt.

Das getrocknete Polycarbonat wird in einer Aufbereitungsstufe durch Zumischung von Additiven und Pelletisierung auf die für die Weiterverarbeitung geforderten Eigenschaften eingestellt. Produktreste werden i.d.R. zurückgeführt. Abgase aus der Extrusion werden verbrannt.

Phosgenführende Prozessteile sind als geschlossene Anlagen ausgeführt. Andere Anlagenteile sind an ein Abgassammelsystem mit Wäscher angeschlossen.

Abbildung 7.1 Schema Polycarbonat-Herstellung (Phosgenisierungsverfahren)



7.1.2.2 Schmelzeumesterungsverfahren (phosgenfrei)

Das in Frage kommende Alternativverfahren ist das in Japan von der Fa. General Electric Japan entwickelte Schmelzeumesterungsverfahren, das bereits vor dem Phosgenisierungsverfahren eingeführt und kommerziell eingesetzt wurde. Andere chlor- bzw. phosgenfreie Alternativverfahren zur Herstellung von Polycarbonaten stehen großtechnisch nicht zur Verfügung.

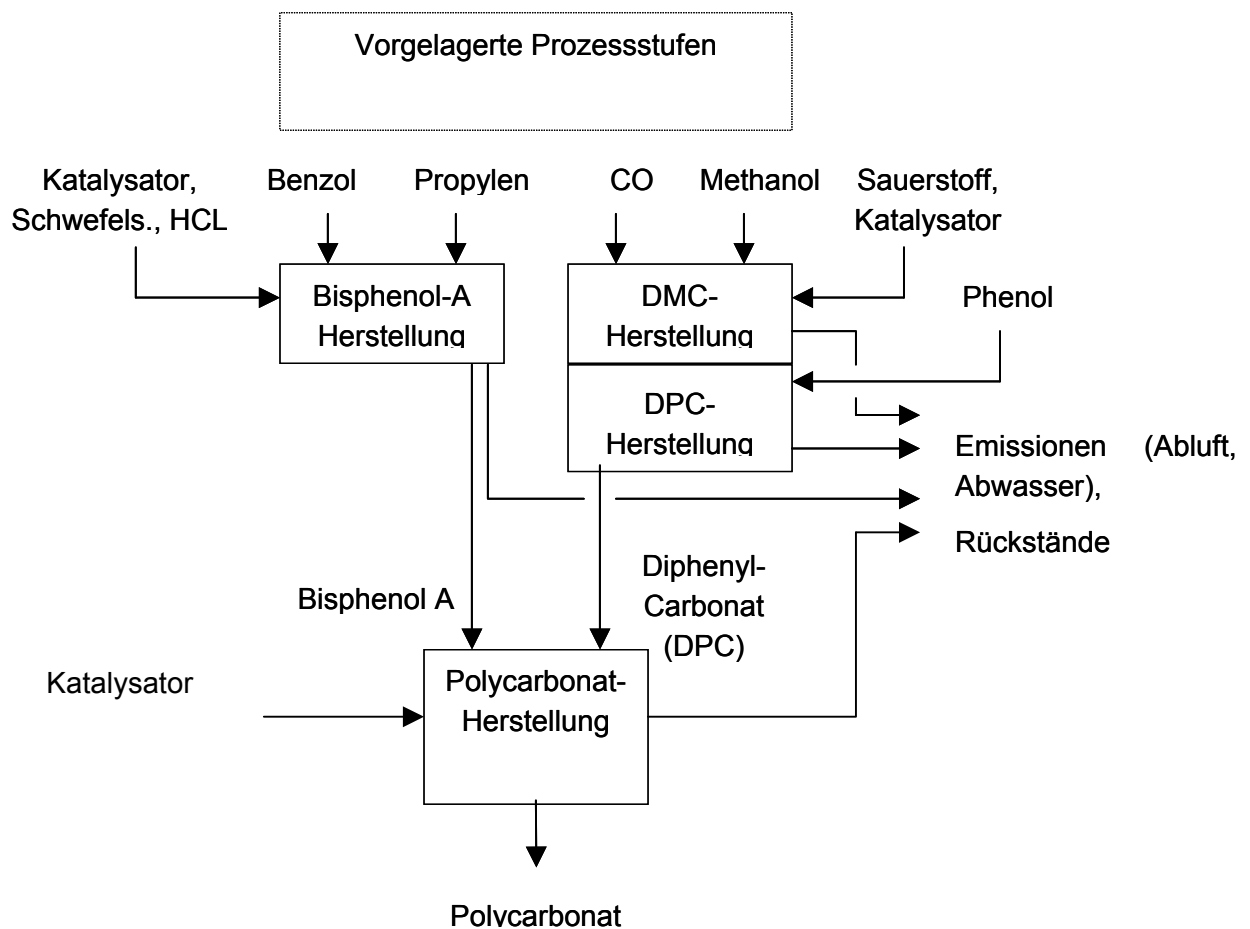
Das Polycarbonat wird in diesem Verfahren aus Diphenylcarbonat (DPC) und Bisphenol A hergestellt. Das Vorprodukt Diphenylcarbonat wurde zunächst auch aus Phosgen hergestellt, kann inzwischen aber auch chlorfrei produziert werden. Diphenylcarbonat wird im Prozess über die Vorstufe Dimethylcarbonat (DMC) erhalten. Dimethylcarbonat wird durch oxidative Carbonylisierung von Methanol mit Kohlenmonoxid und Sauerstoff hergestellt. Die Reaktion erfolgt in Anwesenheit eines Kupferkatalysators, der im Kreislauf geführt wird. Die exotherme Umsetzung erfolgt bei höherer Temperatur (100 °C) unter Druck. Sauerstoff wird in hintereinandergeschalteten Reaktoren schrittweise zugegeben, um Nebenreaktionen zu unterdrücken. Das kohlendioxidhaltige Abgas wird mit Natronlauge ausgewaschen und zurückgeführt. Das Abwasser enthält die Reaktionsprodukte aus dem Wäscher. Der Produktstrom wird einer Destillationsstufe zugeführt, in der Dimethylcarbonat von nicht umgesetztem Methanol und Nebenprodukten getrennt wird. Dabei entstehen außer dem gereinigten Dimethylcarbonat schwer-siedende organische Rückstände und organisch belastete Abwässer, die einer Abwasserbehandlung zuzuführen sind.

Dimethylcarbonat und Phenol werden bei erhöhter Temperatur (200 °C) und erhöhtem Druck (15 bar) in zwei Schritten zur Reaktion gebracht. Man erhält das zunächst Zwischenprodukt Phenyl-Methyl-Carbonat. Nach dem Ausdestillieren von nicht umgesetztem Dimethylcarbonat erfolgt die Weiterreaktion zu DPC. Nebenprodukt in beiden Schritten ist Methanol gemischt mit nicht umgesetztem Dimethylcarbonat, das kontinuierlich abgezogen und in die o.g. Destillationsstufe (Herstellung von Dimethylcarbonat) geleitet wird, in der das Dimethylcarbonat abgetrennt und in den Prozess zurückgeführt wird. Auch der Produktstrom aus dem zweiten Reaktionsschritt zur Herstellung von Diphenylcarbonat enthält Nebenprodukte und nicht umgesetztes Dimethylcarbonat. In einer Destillation werden die schwersiedenden Nebenprodukte zum Teil in den Prozess zurückgeführt und zum anderen Teil als Rückstand abgezogen. In einer weiteren Destillationsstufe erhält man einen Produktstrom, der das Diphenylcarbonat für die Polycarbonatherstellung enthält.

Die Umsetzung von Diphenylcarbonat mit Bisphenol A zu Polycarbonat erfolgt katalytisch in dem Schmelzeumesterungsprozess in mehreren in Reihe geschalteten Reaktoren mit einem Druckgefälle von 0,03 bis 0,01 bar und bei Temperaturen von 200 bis 250 °C. Als Nebenprodukt entsteht Phenol, das kontinuierlich abgezogen, gereinigt und in die Herstellung von Diphenylcarbonat zurückgeführt wird, in der es als Einsatzstoff benötigt wird. Die Abgase werden gesammelt und verbrannt. Der Produktstrom wird für die Weiterverarbeitung aufbereitet (Extrusion mit Zumischung von Additiven, Pellet-

sierung, Klassierung). Produktreste werden i.d.R. zurückgeführt. Abgase aus der Extrusion werden verbrannt.

Abbildung 7.2 Schema der Polycarbonat-Herstellung (Schmelzeumesterungsverfahren)



7.2 Anwendbarkeit der Risikoermittlungsverfahren auf die Praxisbeispiele

Grundlegend für die nachfolgende Untersuchung der Praxisbeispiele werden zunächst die wesentlichen Risikopotentiale der Vergleichsprozesse zusammengestellt. Entsprechend der Bewertung der Risikoermittlungsverfahren wird dann nachfolgend bezüglich der Anwendbarkeit auf die Praxisbeispiele nach Risiko-Screening und Risikoermittlung unterschieden.

7.2.1 Risikopotentiale

Für eine vergleichende Betrachtung der beiden Alternativverfahren zur Polycarbonat-Herstellung können verschiedene Vereinfachungen getroffen werden: In beiden Verfahren wird Bisphenol-A in der Polymerisation in gleichen Mengen (bezogen auf die Produktmenge) eingesetzt. Die direkt mit der Herstellung und dem Einsatz von Bisphenol-A verbundenen Aspekte brauchen im Vergleich der beiden Verfahren nicht weiter berücksichtigt zu werden („linke Seite“ in Abbildung 7.1, Abbildung 7.2). Ebenso können die unmittelbar mit dem Endprodukt Polycarbonat zusammenhängenden Faktoren außer Acht gelassen werden.

Stoffströme der beiden Alternativverfahren sind in [61] angegeben.

Risikopotentiale

Zur Zusammenstellung der Risikopotentiale kann, soweit zweckmäßig, die Struktur von CARAT („ChemicalAccident Risk Assessment Thesaurus“ entwickelt von der OECD) berücksichtigt werden. Zur Identifikation der Risikopotentiale werden dort (Risk Assessment Process Hierarchy) mehrere Gruppen unterschieden. In den folgenden Tabellen (Tabelle 7.1, Tabelle 7.2) werden die wesentlichen Risikopotentiale, die sich aus den eingesetzten Stoffen und deren Eigenschaften sowie der Energie im Prozess (Druck, Temperatur) ergeben, gegenübergestellt.

Tabelle 7.1 Einsatzstoffe - Risikopotentiale der Alternativverfahren

Stoff Stoffeigenschaft	Polycarbonat-Herstellung (Alternativverfahren) Stoffeinsatz	
	Phosgenisierung	Umesterung
Chlor: - giftig beim Einatmen (R23), - ätzend für Augen, Atmung, Haut (R36/37/38) - wassergefährdend (WGK 2), sehr giftig für Wasserorganismen (R50) - brandfördernd, oxidierend	Zwischenprodukt-Herstellung (Phosgen)	
Dichlormethan - gesundheitsschädlich, pot. krebserzeugend (R40) - stark wassergefährdend (WGK 2)	Lösungsmittel Endprodukt-Herstellung (Polycarbonat)	
Dimethylcarbonat (DMC): - reizend für Augen, Atmungsorgane, Haut - leichtentzündlich		Zwischenprodukt (DMC/DPC-Stufe)
Diphenylcarbonat (DPC): - schwach wassergefährdend (WGK 1)		Zwischenprodukt (DMC/DPC-Stufe) für Endprodukt-Herstellung (Polycarbonat)
Kohlenmonoxid: - Fruchtschädigend (R61) - giftig bei Inhalation (R23, R48/23) - hochentzündlich (R12) - schwach wassergefährdend (WGK 1)	Zwischenprodukt-Herstellung (Phosgen)	Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)
Kupferchlorid - sehr giftig beim Verschlucken (R22) - wassergefährdend (WGK 2), sehr giftig für Wasserorganismen		Katalysator Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)
Metallhydride		Katalysator Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)
Methanol - giftig beim Einatmen, Verschlucken und Berührung mit der Haut (23/24/25) - giftig, ernste Gefahr irreversibler Schäden beim Einatmen, Verschlucken und Berührung mit der Haut (R39/23/24/25) - schwach wassergefährdend (WGK 1) - leichtentzündlich (R11)		Katalysator Endprodukt-Herstellung (Polycarbonat)
Natronlauge: - ätzend (R35) - schwach wassergefährdend (WGK 1)	Zwischenprodukt-Herstellung (Phosgen); Endprodukt-Herstellung (Polycarbonat)	Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)
Phenol: - giftig beim Verschlucken und Berührung mit der Haut (R24/25) - ätzend (R34) - wassergefährdend (WGK 2) - brennbar		Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)

Stoff Stoffeigenschaft	Polycarbonat-Herstellung (Alternativverfahren) Stoffeinsatz	
	Phosgenisierung	Umesterung
Phosgen: - sehr giftig bei Inhalation (R26) - ätzend für Augen, Atmung, Haut (R34) - schwach wassergefährdend (WGK 1)	Zwischenprodukt (Phosgen-Stufe) für Endprodukt-Herstellung (Polycarbonat)	
Sauerstoff - brandfördernd (R8), oxidierend		Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)
Triethylamin - reizend - schwach wassergefährdend (WGK 1) - leicht entzündlich	Katalysator Endprodukt-Herstellung (Polycarbonat)	
Zinnorganische Verbindungen (Dibutylzinnmaleat / Dioctylzinnoxid) - gesundheitsschädlich - wassergefährdend (WGK 2)		Katalysator Zwischenprodukt-Herstellung (DMC/DPC)

Tabelle 7.2 Energie - Risikopotentiale der Alternativverfahren

Energie	Polycarbonat-Herstellung (Alternativverfahren)	
	Phosgenisierung	Umesterung
Druck	Zwischenprodukt (Phosgen-Stufe)	Zwischenprodukt (DMC/DPC-Stufe): 15 bar
	Endprodukt (Polycarbonat-Stufe): drucklos	Endprodukt (Polycarbonat-Stufe): Druckgefälle 0,01 bis 0,03 bar
Temperatur	Zwischenprodukt (Phosgen-Stufe):	Zwischenprodukt (DMC/DPC-Stufe): 200 °C
	Endprodukt (Polycarbonat-Stufe): 20 .. 40 °C	Endprodukt (Polycarbonat-Stufe): 220 .. 250 °C

7.2.2 Risiko-Screening

Bei der Bewertung der Risikoermittlungsverfahren wurde festgestellt, dass viele der ausgewerteten Verfahren insgesamt für ein Risiko-Screening nicht geeignet sind. Die Bewertung hat ferner ergeben, dass die FMEA und die Darstellung im Risikograph nach DIN V 19250 wegen ihrer einfachen Struktur am ehesten für eine überschlägige Ermittlung und Auswertung von Risiken in Frage kommen. Darüber hinaus sind ggf. einzelne Elemente der insgesamt nicht für geeignet befundenen Methoden anwendbar sofern für die zu untersuchenden Prozesse Informationen in ausreichendem Umfang zur Verfügung stehen.

Vereinfachend werden zunächst nur die Stufen „Phosgenisierung“ und „Umesterung“ der Alternativverfahren gegenüber gestellt. Für eine Gesamtbetrachtung wären ergänzend auch weitere Prozessstufen einzubeziehen. Die Analyse komplexerer Systeme (z.B. mehrere Prozessstufen mit jeweils unterschiedlich ausgeprägten Risikoaspekten) wird aber in den ausgewählten (einfachen) Screening-Verfahren methodisch nicht un-

terstützt und kann daher nur näherungsweise bzw. intuitiv erfolgen. Die notwendige differenziertere Ausgestaltung der Einflussgrößen müsste ggf. im Rahmen einer methodischen Weiterentwicklung erfolgen, sofern die weitere Anwendung zeigt, dass Methoden mit den vorhandenen Beschränkungen nicht den Anforderungen des Screenings genügen.

Ermittlung von Risikoprioritätszahlen mit der FMEA

Die Fehler-Möglichkeiten und Einflussanalyse (FMEA) erlaubt eine grobe Abschätzung einzelner Risiken bzw. die Gegenüberstellung vergleichbarer Risiken verschiedener Prozesse. Die Zusammenführung verschiedener (aller) Risikoaspekte eines Prozesses, einer Verfahrensstufe oder auch eines Stoffes ist im Ansatz der FMEA nicht gelöst. Vor diesem Hintergrund sind einzelne Risikopotentiale bzw. einzelne Verfahrensstufen getrennt zu betrachten. Das Screening der Praxisbeispiele erfolgt beispielhaft für die Risiken aufgrund der Toxizität der eingesetzten Stoffe sowie aufgrund der Brand- und Explosionsrisiken durch diese Stoffe.

Methodische Festlegungen

Eine überschlägige Risikoermittlung (Screening) mit der FMEA ist nur nach methodischen Erweiterungen bzw. Anpassungen möglich. Diese betreffen

- die Ermittlung der Risikopotentiale,
- die Wertezuordnung der Einflussgrößen und
- die Bewertung der ermittelten Risikoprioritätszahl.

Die **Risikopotentiale** für die beiden Alternativverfahren wurden bereits zusammengestellt (s.o., Tabelle 7.1, Tabelle 7.2).

Die **Wertzuzuordnung der Einflussgrößen** ist in der FMEA nicht allgemeingültig festgelegt. Für die Untersuchung der Praxisbeispiele werden für eine überschlägige Betrachtung hilfsweise die Kriterien aus anderen hier vorgestellten Verfahren übertragen. Die verwendeten Kriterien und Punktezuordnungen sind in Tabelle 7.3 eingetragen.

- Auftreten, Fehlerursachen: Zur Einteilung der Eintrittshäufigkeiten wird im Folgenden eine nach Zehnerpotenzen gestufte Skala verwendet. Diese Einteilung wird auch in dem in dem Risikoermittlungsverfahren „Risikobewertung im Kanton Zürich“ (Kapitel 6.4.6.2 verwendet). In dieses Schema lassen sich auch in anderen Zusammenhängen übliche Abstufungen einordnen, nach denen einzelne Ereignisse pro Jahr als häufig bis sehr häufig und Eintrittshäufigkeiten von kleiner 10
- Bedeutung, Fehlerfolgen: Zur Einteilung des Schadensausmaßes kann sich eine grobe Abschätzung an folgenden Abstufungen orientieren.
 - Schadensklassen „S“ nach DIN V 19250 (Kapitel 6.4.9).

Die Schadensklassen ermöglichen eine grobe Zuordnung nach Art und Schwere möglicher Personen- und Umweltschäden allgemein.

- Ausmaßklassen n. Risikobewertung Kanton Zürich (Kapitel 6.4.6.2).

Die Ausmaßklassen beziehen sich aber nur auf bestimmte Auswirkungen bei Menschen (Todesopfer, Verletzte, Evakuierte), Ökologie (kontaminierte Flächen von Boden und Grundwasser, Regenerierbarkeit) sowie Sachschäden.

- Entdeckbarkeit vor Schadenseintritt:

- Gefahrenabwendung „G“ nach DIN V 19250 (Kapitel 6.4.9).

Beurteilt wird die Möglichkeit, dass die Gefahr (Risikopotential) bei einem Ereignis wirksam wird und zu Schäden führt. Neben der Unterscheidung zwischen „bedingt möglich“ und „kaum möglich“ können weitere Stufen, z.B. „möglich“ oder „allenfalls ausnahmsweise möglich“, ggf. ergänzt werden.

Tabelle 7.3 Wertezuordnung FMEA

Auftreten, Fehlerursachen		
A		
Klasse	Kriterium	Zahlenwert
sehr selten	$< 10^{-5}/a$	1
..	$10^{-5} - 10^{-3}/a$	2
..	$10^{-3} - 10^{-2}/a$	5
..	$10^{-2} - 10^{-1}/a$	8
sehr häufig	$> 10^{-1}/a$	10

Bedeutung, Fehlerfolgen				
B				
Klasse	n. DIN V 19250 Kriterium	Zahlenwert	Risikobewertung Kanton Zürich Klasse	Kriterium
S1	siehe Tabelle 6.4	1	klein	siehe Tabelle 6.3
S2		4	mittel	
S3		7	hoch	
S4		10	sehr hoch	

Entdeckbarkeit vor Schadenseintritt		
C		
Klasse	Kriterium	Zahlenwert
G0	<i>möglich</i>	1
G1	bedingt möglich	4
G2	kaum möglich	7
G3	<i>allenfalls ausnahmsweise möglich</i>	10

Für die **Bewertung der Risikoprioritätszahl** ist kein Maßstab definiert. Ein Anhaltspunkt für die Eingrenzung des Untersuchungsbedarfs (detaillierte Risikoermittlung)

kann sich mittelbar aus dem Vergleich der Wertebereiche der verschiedenen Risikoprioritätszahlen und aus der möglichen Bandbreite der Einzelergebnisse ableiten.

Ermittlung der Parameter

Die wesentlichen Risikopotentiale der Prozesse ergeben sich aus den spezifischen Eigenschaften der eingesetzten Stoffe. Die energetischen Risikopotentiale (Druck, Temperatur) sind dagegen von untergeordneter Bedeutung. Die Stoffe sind der Tabelle 7.1 zu entnehmen. Katalysatoren, die auch gefährliche Eigenschaften aufweisen, werden wegen der vergleichsweise geringen Mengenströme bei der überschlägigen Betrachtung zunächst außer Acht gelassen. Als Risiken werden Folgenden überschlägig Toxizität und die Brand- bzw. Explosionsgefahr betrachtet.

Ausgehend von der **Toxizität** der eingesetzten Stoffe sind Ereignisse zu betrachten, die zu Stofffreisetzungen in die Umgebung führen können. Die übergeordnete Sicherheitsfunktion ist die Verhinderung von Freisetzungen. In dieser übergeordneten Sicherheitsfunktion sind verschiedene Einzelfunktionen zusammengefasst, die wegen der fehlenden anlagenspezifischen Daten nicht für eine Analyse herangezogen werden können.

- Auftreten, Fehlerursachen – A:

Informationen zu Störungshäufigkeiten einzelner Prozessstufen oder einzelner Komponenten sind nicht verfügbar. Eine Wertezuordnung dieses Parameters ist daher nicht möglich. Bei diesem Parameter wäre ggf. eine weitere Differenzierung möglich, wenn systematisch Betriebserfahrungen (Störungen) in einer noch zu entwickelnden Datenbank gesammelt würden oder wenn eine Methode für eine analytische Ermittlung nach einem vereinfachten Verfahren entwickelt würde.

- Bedeutung, Fehlerfolgen – B:

- Phosgenisierung: Die Einstufung der Klassen S3/S4 ergibt sich im Wesentlichen aus den stark toxischen Eigenschaften des Phosgens und der Umweltgefährlichkeit des Dichlormethans. Katastrophale Auswirkungen (Klasse S4) können ausgeschlossen werden, wenn wegen der bekannten Toxizität keine Lagerung von Phosgen in größerem Umfang stattfindet und nur die aktuell benötigten Mengen vorgehalten werden.
- Umesterung: Die geringere Schadensklasse S2 wurde gewählt, da keine mit dem Phosgenisierungsverfahren vergleichbaren gefährlichen Stoffe gehandhabt werden. Im Hinblick auf die Toxizität und Umweltgefährdung ist jedoch Phenol (Nebenprodukt) als kritisch zu bewerten.

- Entdeckbarkeit vor Schadenseintritt – C:

- Phosgenisierung: Für die Zuordnung des Parameters G kann einerseits davon ausgegangen werden, dass der Prozess fachkundig beaufsichtigt wird und aufgrund der bekannten Risiken entsprechende technische Hilfsmittel (z.B. Messgeräte) installiert sind. Andererseits sind die Möglichkeiten der rechtzeitigen

Gefahrenabwendung im Falle von Freisetzen eingeschränkt. Der Geruch von Phosgen ist nicht so stark ausgeprägt, dass darüber sicher eine frühzeitige Sinneswahrnehmung erfolgen könnte. Toxische Wirkungen treten oft erst mit Zeitverzögerung auf. Erforderlich sind Sensoren mit sehr geringen Nachweisgrenzen im Hinblick auf mögliche Expositionen repräsentativer Messungen. Eine Rückhaltung bzw. kontrollierte Ableitung von möglichen Freisetzungen ist nur bei Einschluss und Lüftungstechnischer Barrieren möglich, die aber i.d.R. in großtechnischen Produktionsanlagen nicht vorhanden sind. Die Möglichkeit der Gefahrenabwendung wird daher mit G2 bzw. G3 bewertet.

- Umesterung: Wegen des im Vergleich zur Phosgenisierung geringeren toxischen Stoffpotentials werden die insgesamt ergriffenen Maßnahmen weniger aufwendig sein. Der zur Verfügung stehende Zeit- und Handlungsspielraum ist allerdings größer. Zugeordnet wird der Parameter Gefahrenabwendung G2.

Bezüglich der **Brand- und Explosionsrisiken** ergeben sich folgende Einstufungen

- Auftreten, Fehlerursache – A: s.o., „Toxizität“.
- Bedeutung, Fehlerfolgen – B:
 - Phosgenisierung: Schadensausmaß S1. Die Schadensklasse wurde gewählt, weil in der Phosgenisierungsstufe keine entzündlichen Stoffe in größerem Umfang eingesetzt werden.

Bezieht man die Vorstufen (u.a. Herstellung von Bisphenol A) ein, in denen auch bei diesem Verfahren in größerem Umfang leichtentzündliche bzw. hochentzündliche Stoffe (z.B. Benzol, Propylen, Kohlenmonoxid, Methanol) eingesetzt werden, sind die Risiken durch Brand / Explosion entsprechend höher anzusetzen, was eine Zuordnung der Schadensausmaßklasse S2 rechtfertigt.

 - Umesterung: Schadensausmaß S3. Die Schadensklasse ergibt sich daraus, dass das Nebenprodukt Dimethylcarbonat leicht entzündlich ist und mit Luft explosionsfähige Gemische bilden kann.
- Entdeckbarkeit vor Schadenseintritt – C:
 - Phosgenisierung: Wegen des geringen Inventars leichtentzündlicher bzw. hochentzündlicher Stoffe ist von üblichen aber nicht von speziell ausgelegten Maßnahmen (Brand) auszugehen. Besondere Explosionsrisiken besteht allerdings nicht (Parameter Gefahrenabwendung: G2).
 - Umesterung: Es ist von Maßnahmen zur Brandbekämpfung und Brandeindämmung auszugehen, die auf die Inventare brennbarer und leichtentzündlicher bzw. hochentzündlicher Stoffe abgestimmt sind, die aber bei Explosionsereignissen nicht im Sinne einer Gefahrenabwendung entsprechend angerechnet werden können. Die Gefahrenabwendung nach Eintritt des Ereignisses wird daher kaum bzw. nur in Ausnahmefällen möglich sein (Parameter G2 bzw. G3).

Ermittlung und Bewertung der Risikoprioritätszahl

Die Risikoprioritätszahl, RPZ, wird aus dem Produkt der einzelnen Parameter berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7.4 zusammengestellt.

Tabelle 7.4 Ermittlung der Risikoprioritätszahlen

Parameter	Polycarbonat-Herstellung Toxizität		Polycarbonat-Herstellung Brand-/Explosionsgefahr	
	Phosgenisierung	Umesterung	Phosgenisierung	Umesterung
A	1 .. 10	1 .. 10	1 .. 10	1 .. 10
B	7 .. 10	4	1 .. 4	7
C	7 .. 10	7	7	7 .. 10
RPZ	49 .. 1000	28 .. 280	7 .. 280	49 .. 700

Prinzipiell sind auch RPZ für weitere Risiken ableitbar, beispielsweise zur Wassergefährdung durch Korrelation der WGK mit dem Parameter „B“ (Schadensklasse). Darüber hinaus sind auch andere Wertezuordnungen der Parameter denkbar, sofern ein entsprechend differenzierter Kriteriensatz entwickelt wird.

Die Ergebnisse liefern aufgrund der groben Abstufung der Kriterien und deren ungenauer Definition nur eine ungefähre Einschätzung einzelner Risikoaspekte. Die dominierenden Risikoaspekte sind erkennbar, was sich in diesem einfachen Beispiel allerdings auch auf triviale Weise unmittelbar aus den zuvor ermittelten Risikopotentialen ableiten lässt. Die großen Bandbreiten der einzelnen Ergebniswerte resultieren aus der ungenauen bzw. nicht eindeutigen Wertezuordnung der Parameter. Sie belegen einerseits die vergleichsweise geringe Aussagekraft der Zahlenwerte, verdeutlichen aber andererseits, wo weitergehende Untersuchungen ansetzen müssen bzw. wo es einer methodischen Weiterentwicklung zur differenzierteren Vergabe der Parameterwerte bedarf. Untersuchungsbedarf besteht in erster Linie bezüglich der Ereignisse, die zu Stofffreisetzungen in der Phosgenisierung führen. Ein deutlicher Untersuchungsbedarf ist auch bezüglich Brand- und Explosionsereignissen bei der Umesterung erkennbar. Bei diesen Ereignissen ist unter Berücksichtigung der anlagenspezifischen Gegebenheiten (Sicherheitssysteme, Schutzeinrichtungen, etc.) insbesondere eine detailliertere Betrachtung der genauen Ereignisabläufe und der damit verbundenen Eintrittswahrscheinlichkeiten zielführend, um den Wertebereich realitätsnäher eingrenzen zu können. Für diese Teilschritte der Analyse käme dann ggf. ein aufwendigeres Verfahren in Frage. Bezüglich der Brand- und Explosionsrisiken bei der Phosgenisierung sind weitergehende Untersuchungen dagegen weniger zweckmäßig, da daraus keine wesentliche Korrektur der Ergebnisse zu erwarten ist. Das Risiko „Toxizität“ bei der Umesterung stellt einen nicht zu vernachlässigenden Übergangsbereich dar, bei dem ggf. in einem der nachfolgenden Untersuchungsschritte eine Überprüfung der Parameter zweckmäßig sein kann.

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse kann auch eine grafische Darstellung gewählt werden, in der die Wertebereiche der verschiedenen Risiken getrennt nach Prozessen

aufgetragen werden. Ferner können die ermittelten Parameter zur Auswertung in einer einfachen Risikomatrix aufgetragen werden.

Darstellung im Risikograph n. DIN V 19250

Die Methode ist nur auf einzelne MSR-Schutzeinrichtungen anwendbar und nicht auf die Prozesse insgesamt. Bei der Adaption für die Zwecke des Risiko-Screenings der Praxisbeispiele wird wie folgt vorgegangen: Die wesentlichen Prozessstufen (Zwischenprodukt-Herstellung und Endprodukt-Herstellung) werden als Ganzes betrachtet. Bei Bedarf kann dann schrittweise eine weitere Untergliederung erfolgen. Für die betrachteten Einheiten werden jeweils die zu betrachtenden Risikoaspekte ausgewählt und anhand der Methode untersucht. Eine sicherheitstechnische Bewertung, wie sie in der Norm durch die Zuweisung von Anforderungsklassen angelegt ist, erfolgt nicht.

Ermittlung der Parameter

Die DIN V 19250 unterscheidet prinzipiell die Parameter Schadensausmaß „S“, Aufenthaltsdauer „A“, Gefahrenabwendung „G“ und Eintrittswahrscheinlichkeit „W“. Die Parameter „S“, und „G“ wurden bereits im Zusammenhang mit der FMEA diskutiert und zugeordnet. Bezüglich des Parameters „W“ ist keine Differenzierung möglich. Ergänzend ist hier der Parameter „A“ festzulegen. Gewählt wird die Aufenthaltsdauer A2 (häufig bis dauernd). Da spezifische Angaben nicht verfügbar sind, wird konservativ die ungünstigere Aufenthaltsklasse gewählt. Für die beiden Alternativverfahren ergeben sich folgende Parameterkombinationen:

- Phosgenisierung
 - Toxizität: S4-W bzw. S3-A2-W
 - Brand / Explosion: S1-W bzw. S2-A2-G2-W
 - Bezieht man die Vorstufen (u.a. Herstellung von Bisphenol A) ein, in denen auch bei diesem Verfahren in größerem Umfang leichtentzündliche bzw. hochentzündliche Stoffe (z.B. Benzol, Propylen, Kohlenmonoxid, Methanol) eingesetzt werden, sind die Risiken durch Brand / Explosion entsprechend höher anzusetzen.
- Umesterung
 - Toxizität: S2-A2-G2-W
 - Brand / Explosion: S3-A2-G2-W

Ermittlung und Bewertung der Risikoklassen

Mit dem Risikograph (DIN V 19250) werden folgende Risikoklassen ermittelt (Abbildung 7.3, Abbildung 7.4):

- Phosgenisierung
 - Toxizität: Risikoklasse „7“ bzw. „8“

- Brand / Explosion: Risikoklasse „1“ bzw. „5“
- Umesterung
 - Toxizität: Risikoklasse „5“
 - Brand / Explosion: Risikoklasse „7“

Abbildung 7.3 Risikograph (DIN V 19250) der Alternativverfahren - Toxizität

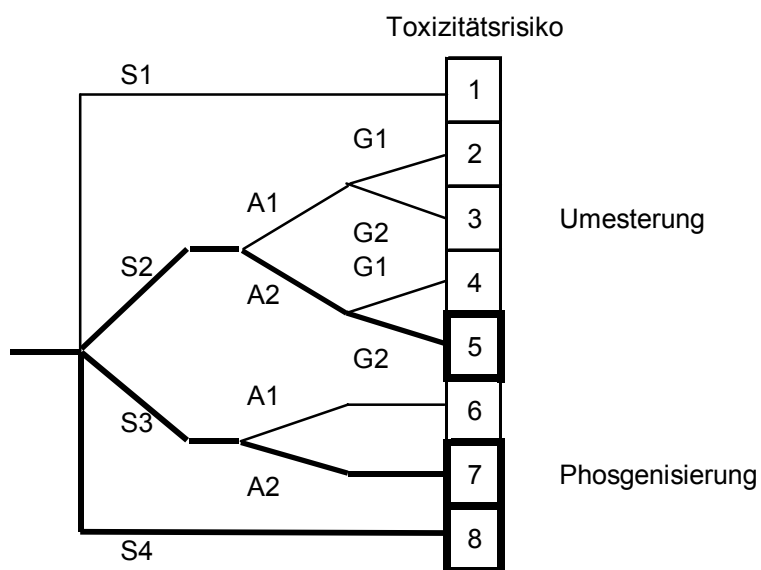
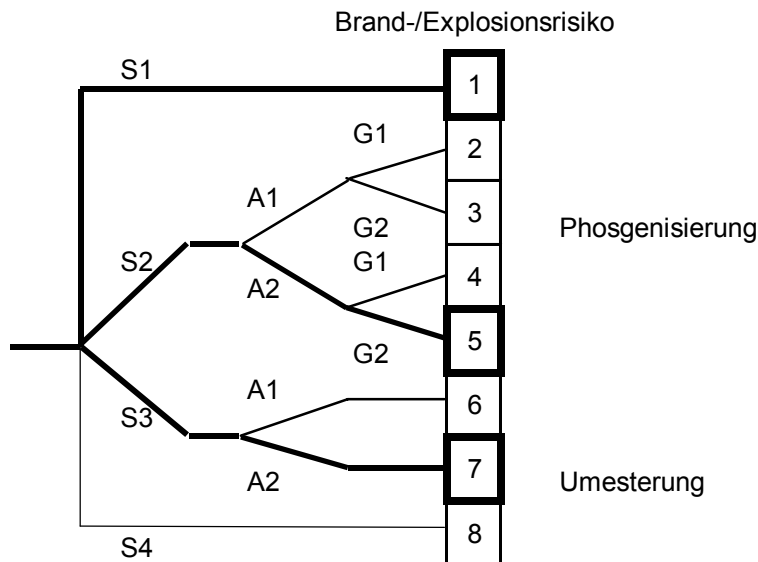


Abbildung 7.4 Risikograph (DIN V 19250) der Alternativverfahren – Brand/Explosion



Mit dieser Screening-Methode werden die mit der FMEA gefundenen Ergebnisse im Prinzip bestätigt (da im Wesentlichen gleiche Kriterien verwendet wurden). Die Darstellung als Risikograph zeichnet sich durch eine gute Übersichtlichkeit und Eindeutigkeit aus. Die Risikoklassen der Alternativverfahren sind soweit voneinander getrennt, dass auch bei differenzierterer Betrachtung des Parameters „W“ keine prinzipiell andere vergleichende Wertung zu erwarten ist. Die Risikoklassen lassen sich wie folgt interpretieren:

- Bezüglich der Risiken aufgrund der Toxizität muss auf jeden Fall eine weitergehende Untersuchung des Phosgenisierungsverfahrens erfolgen. Weiterer Untersuchungsbedarf besteht ferner bezüglich Brand / Explosion bei der Umesterung.
- Bezüglich der Risiken durch Brand / Explosion ist eine weitere Untersuchung des Phosgenisierungsverfahrens bezogen auf die Phosgenisierungsstufe entbehrlich. Bei Betrachtung der vorgelagerten Prozessstufen (Herstellung von Bisphenol A) spielt jedoch auch dieser Risikoaspekt eine Rolle.
- Der Risikofaktor „Toxizität“ beim Umesterungsverfahren ist nicht vernachlässigbar. Bezüglich des Untersuchungsbedarfs ist eine weitere Abwägung in nachfolgenden Analyseschritten erforderlich.

Die Darstellung des Risikographen ist grundsätzlich um weitere Parameter (Risiken bzw. Wirkungen) erweiterbar. Dadurch ergeben sich zusätzlichen Risikoklassen, die aber ggf. zu sinnvollen bzw. möglichen Kombinationen z.T. wieder zusammengefasst werden können. Diesbezüglich bietet sich ein schrittweises Vorgehen an.

7.2.3 Risikoermittlung

Die Bewertung der Risikoermittlungsverfahren ergab, dass, mit Ausnahme der Methode euroMat, keines der dort vorgestellten Verfahren eine vollständige und umfassende Risikoermittlung ermöglicht, deren Ergebnisse in eine Ökobilanz integriert werden können. Es zeigte sich aber, dass verschiedene Methoden für begrenzte Teilschritte der Analyse im Rahmen der Risikoermittlung einsetzbar sind, bzw. dass einzelne Methoden nur eine Untersuchung bestimmter Risiken ermöglichen.

Das PAAG-Verfahren und die Ausfalleffektanalyse sind prinzipiell zur systematischen Analyse von Ereignisabläufen geeignet. Da hier jedoch für die Praxisbeispiele keine differenzierte Betrachtung der Ereignisursachen und -abläufe erfolgt, ist eine Anwendung dieser Methoden für eine Teilanalyse nicht zweckmäßig bzw. nicht möglich, da keine entsprechenden Informationen zur technischen Ausführung der Anlagen vorhanden sind.

Die Fehlerbaumanalyse mit einer statistischen Datenauswertung ist ein Standardverfahren für quantitative Ermittlung von Eintrittshäufigkeiten. Die Methode kommt aber hier nicht zur Anwendung, da keine entsprechenden Daten zu Störungen der Anlage oder Ausfallverhalten von Einzelkomponenten vorliegen.

Der Indikator TX3 (vgl. auch Toxizitätsmodul in der Ökoeffizienzanalyse) ermöglicht eine Betrachtung der humantoxischen Wirkungen der in den Prozessen eingesetzten Stoffe. Diese Methode wird beispielhaft für eine eng begrenzte Teilbetrachtung der Praxisbeispiele eingesetzt und soll das prinzipielle Vorgehen verdeutlichen (Kapitel 7.2.3.1).

Die Anwendbarkeit der Risikopotentialanalyse nach euroMat wurde dagegen insgesamt als erfolgsversprechend im Rahmen der Ökobilanzierung beurteilt. Die Praxisbeispiele werden mit dieser Methode analysiert (Kapitel 7.2.3.2).

7.2.3.1 Indikator TX3

Mit dem Indikator TX3 können toxische Eigenschaften (Wirkung auf Menschen) von Stoffen erfasst und in einer Gesamtbewertung zu einer Kennzahl zusammengefasst werden. Andere für die Integration einer Risikobetrachtung benötigte Aspekte bleiben dagegen unberücksichtigt. Eintrittshäufigkeiten von Ereignissen werden nicht einbezogen. Im Folgenden wird diese Methode anhand der Praxisbeispiele für eine Teilbetrachtung (Stoffbewertung) erprobt.

Ermittlung der Parameter

Der Faktor TX3 wird nach folgender Gleichung berechnet und berücksichtigt den Chemikalienverbrauch (C), die Exposition (F_{Si}) und Gesundheitseffekte ($P_{tox} * P_{rel}$).

$$TX3 = \sum C_i * P_{tox_i} * P_{rel_i} * F_{Si_i} \quad [Pa * g]$$

Die Zuordnung der Parameter erfolgt entsprechend der nachfolgenden Tabellen (Tabelle 7.5, Tabelle 7.6, Tabelle 7.7). Die Menge der Chemikalie (C_i) wird für die vorliegende

Anwendung auf die Menge Produkt (Polycarbonat) bezogen (funktionelle Einheit der Ökobilanz). Die Zuordnung des toxischen Potentials (Toxic Potency, P_{tox_i}) orientiert sich an den R-Sätzen. Der Faktor P_{rel} wird in Abhängigkeit vom Dampfdruck der Verbindung vergeben. Der Signifikanzfaktor (F_{Sti}) kennzeichnet die Gebrauchsbedingungen.

Tabelle 7.5 Zuordnung *Toxic Potency*

P_{tox}	R-Satz
10	45, 46
5	26, 27, 28
5	60, 61
4	23, 24, 25
4	40
4	41
3	20, 21, 22
3	34
2	36, 37, 38
1	andere

Tabelle 7.6 Zuordnung *Release Potential*

P_{rel}	Dampfdruck hPa
4	> 250, Gase
3	50 – 250
2	10 – 50
1	< 10

Tabelle 7.7 Zuordnung *Signifikanzfaktor*

F_{St}	Gebrauchsbedingungen ¹
1	Einsatz überwiegend in offenen Systemen
0,5	Einsatz in offenen und geschlossenen Systemen
0,1	Einsatz überwiegend in geschlossenen Systemen

1: Einschluss, Barrieren

Anhand der o.g. Zuordnung werden für die, bezogen auf die Einsatzmenge bzw. den Verbrauch, wesentlichen Einsatzstoffe der Alternativverfahren, die in den Indikator TX3 einfließenden, Parameter ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7.8 dargestellt.

Tabelle 7.8 Praxisbeispiele – Parameter für die Bildung des Indikators TX3

Stoff	C [kg _i /t _{PC}]		P _{tox}	P _{rel}	F _{SI}
	Phosgenisierung ¹⁾	Umesterung ¹⁾			
Chlor	330	- -	4	4	0,1
Dichlormethan	1000 ²⁾	- -	4	4	0,1
Dimethylcarbonat	- -	690	1	2	0,1
Diphenylcarbonat	- -	1685	1	1	0,1
Kohlenmonoxid	230	120	5	4	0,1
Methanol	- -	17	4	3	0,1
Natronlauge (100 %)	910	- -	1	2	0,1
Phenol	- -	6	4	1	0,1
Phosgen	1080	- -	5	4	0,1
Sauerstoff	- -	60	1	4	0,1

1) Stoffströme nach [61]

2) keine Angabe in [61]; Schätzwert

Ermittlung und Bewertung des Indikators TX3

Mit den in angegebenen Parametern ergeben sich für den Indikator TX3 folgende Werte:

- Phosgenisierung: ca. 5000
- Umesterung: ca. 600

Das Ergebnis bestätigt in der Tendenz, die aufgrund der überschlägigen Betrachtung erhaltenen Risikowerte (Toxizität). Die Untersuchung mittels Indikator TX3 führt aber zu einer deutlichen Abgrenzung der beiden Verfahren, wobei alle am Prozess teilnehmenden Stoffe mit ihrer Toxizität nach Menge gewichtet berücksichtigt werden. Der Indikator ist ein Maß in einer vergleichenden Bewertung für das mit den toxischen Eigenschaften der Einsatzstoffe verbundene Risikopotential. Er berücksichtigt allerdings keine Eintrittshäufigkeiten unterschiedlicher Szenarien.

Die Methode liefert scheinbar genaue Punktwerte ohne Bandbreiten. Dies ergibt sich aus der eindeutigen Zuordnung der Parameterwerte nach den vorgegebenen Tabellen. Diese Zuordnung erfolgt nach einer definitorischen Festlegung und lässt die bestehenden Unsicherheiten nicht erkennen. Eine Berücksichtigung von Ergebnisbandbreiten, die sich z.B. aus anderen möglichen (d.h. begründbaren) Abstufungen der Parameterwerte ergeben könnte, ist methodisch nicht angelegt und müsste ggf. in einer ergänzenden Unsicherheitsanalyse erfolgen.

7.2.3.2 EuroMat

Für die Prozessketten zur Herstellung von Polycarbonat nach den beiden beschriebenen Verfahren wurde jeweils das Prozesskettenrisiko RC nach der für das Modul *Risiko* in euroMat entwickelten Methode berechnet. Es wurde die Vorgehensweise der 4. Iteration gewählt, die im Modul *Umwelt* einer detaillierten Ökobilanz entspricht.

In Tabelle 7.9 ist der Programmablaufplan für die 4. Iteration zusammengefasst. Die Beispielbearbeitung enthält die fett markierten Elemente. Aus den resultierenden Pro-

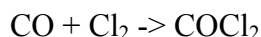
zessrisiken RP wurden durch Verknüpfung über die jeweils für den nächsten Prozess benötigten Outputmassen Prozesskettenrisiken RC berechnet.

Ausgehend von den Stoffrisiken der beteiligten Gefahrstoffe wird über den Zwischenschritt eines Prozessrisikos das Prozesskettenrisiko über die gesamte Vorkette bestimmt. Der Risikofaktor RF für einen Stoff in einem Prozess berücksichtigt in der 4. Iteration die Brandgefährlichkeit des Stoffes, die Explosionsgefährlichkeit des Stoffes, die Toxizität des Stoffes, die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in die Umwelt und Verfahrenseigenschaften (Temperatur, Druck).

Das höchste Gewicht wird der Brandgefährlichkeit (inklusive der Explosionsgefährlichkeit) als unfallauslösendem Faktor zugeordnet, was im betrachteten Beispiel zu anderen Ergebnissen als mit den sonstigen Risikoermittlungsverfahren führt. Die Stoffeigenschaft Toxizität und die Verfahrenseigenschaften werden als risikoverschärfend innerhalb des Moduls Risiko bewertet. Die Gefahr der Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen tritt hier nicht auf.

Die aus den Stoffeigenschaften resultierenden Wichtungsfaktoren sind so gewählt, dass das Prozessrisiko beim Vorhandensein gesundheitsgefährlicher Stoffe um maximal einen Faktor vier erhöht wird. Die höchste Stufe des Risikobeitrages Toxizität (ohne Brandgefährlichkeit) wird so gewählt wie die Leichtentzündlichkeits-Stufe des Risikobeitrages Brandgefährlichkeit. Der Risikobeitrag Prozess-Temperatur (RBT) wird bei Temperaturen von mindestens der Schmelztemperatur von Eisen (1808 Kelvin = 1535 Grad Celsius) auf 2 gesetzt. Der Risikobeitrag Prozess-Druck (RBP) wird bei Drücken von mindestens denen in Ammoniak-Synthese-Prozessen mit den höchsten Prozess-Drücken (Claude-Prozess) (100 Megapascal = 1000 bar) auf 2 gesetzt.

Die Vorgehensweise wird hier am Prozessschritt Phosgenherstellung erläutert:



Ein Mol Kohlenmonoxid reagiert mit einem Mol Chlor zu einem Mol Phosgen. Zu Herstellung von einem kg Phosgen (Outputstoff) werden 0,717 kg Chlor (Inputstoff) und 0,283 kg Kohlenmonoxid (Inputstoff) benötigt.

Inputstoffe:

CO: RBE=6 RBX=3 RBT=1 RBP=1 RF=RBE*RBX*RBT*RBP=18

Cl₂: RBE=1 RBX=2,5 RBT=1 RBP=1 RF=RBE*RBX*RBT*RBP=2,5

Outputstoffe:

COCl₂: RBE=1 RBX=3 RBT=1 RBP=1 RF=RBE*RBX*RBT*RBP=3

Das Prozessrisiko RP des Prozessschrittes Phosgenherstellung berechnet sich zu

$$\text{RP} = 0,283 * \text{RF}(\text{CO}) + 0,717 * \text{RF}(\text{Cl}_2) + 1 * \text{RF}(\text{COCl}_2) = 6,9$$

Um das Prozesskettenrisiko RC der gesamten Prozesskette der Phosgenherstellung zu berechnen, müssen die Vorketten (VK) von Chlor und Kohlenmonoxid berücksichtigt werden. Diese gehen auch entsprechend der benötigten Massen ein.

VK(CO): $RC = 35 \quad m = 0,283 \text{ kg}$

VK(Cl₂): $RC = 283 \quad m = 0,717 \text{ kg}$

$RC(\text{COCl}_2) = 0,283 \cdot 35 + 0,717 \cdot 283 + 6,9 = 219$

In Tabelle 7.10 sind die Ergebnisse der Berechnungen der Prozessketten zur Polycarbonatherstellung nach den beiden betrachteten Verfahren zusammengefasst. Für das Phosgenisierungsverfahren ergibt sich ein Prozesskettenrisiko von 192, für das Schmelzestemierungsverfahren eines von 200. Bei der Risikopotentialanalyse nach euroMat schneiden Verfahren mit vielen Prozessschritten und Verfahren, in denen brand- und explosionsgefährliche Stoffe verwendet werden, schlechter ab.

Tabelle 7.9 Programmablaufplan 4. Iterationsschritt

Element-Nr.	Elementinhalt
SD 0	Risiko 4. Iterationsschritt
SD 5	Liste Prozesse der Hauptlebenswege
SD 10	Liste der geeigneten Verbund-Material-Gruppen
SD 15	Liste der geeigneten Verfahren und Verfahrensbeschreibungen
SD 20	Liste der Verfahrensstruktur (Prozesse) und Prozessbeschreibungen
SD 25	Liste der in Prozessen vorkommenden Gefahrstoffe
SD 30	Risikofaktor RF
SD 35	Gefahrstofflisten und andere Einstufungsquellen
SD 40	Stoffrisiko RS
SD 45	Bauteil: Masse, Zusammensetzung (aus Modul Technik)
SD 50	Liste Risiken der Stoffe (Stoffgruppen)
SD 55	Regel Berechnung Stoffrisiko
SD 60	Prozessrisiko
SD 65	Regel Bestimmung Prozessrisiko
SD 70	Risikoresultate RR für Lebenswegphasen (RR0 - RR8)
SD 75	Mittelung innerhalb Lebenswegphasen
SD 80	Risikoresultat Lebensweg RR9
SD 85	Fehlerabschätzung
SD 90	Liste Defaultfehler
SD 95	Zweidimensionale Rangfolge (Matrix)
SD 100	Eindimensionale Rangfolge - Lebenswegrisiko
	Rückkehr

Tabelle 7.10 Prozesskettenrisiken der Beispielberechnung

Prozesskette	Anzahl der Prozesse	Prozesskettenrisiko RC	Masse [kg/kg PC]	RP des letzten Prozesses [kg]	RF des Outputstoffes
Prozesskette Polycarbonat mit Phosgenisierung					
Vorkette Bisphenol A (Na-Salz)	29	96	1,071	4,3	1,5
Vorkette Phosgen	9	219	0,389	6,9	3
Vorkette Kohlenmonoxid	6	35		19,7	18
Vorkette Chlor	2	283		283	2,5
Prozesskette Polycarbonat	39	192	1	3,1	0
Prozesskette Polycarbonat mit Schmelzeumesterung					
Vorkette Bisphenol A (Na-Salz)	29	96	1,071	4,3	1,5
Vorkette Diphenylcarbonat	66	104	0,842	6,9	2
Vorkette Phenol	14	80		6,5	4
Vorkette Dimethylcarbonat	51	65		12,7	8
Vorkette Methanol	44	58		16,5	10
Vorkette Kohlenmonoxid	6	35		19,7	18
Prozesskette Polycarbonat	96	200	1	3,6	0

7.3 Anwendbarkeit von lokalen Unterkategorien und deren Aggregation mit globalen Wirkungskategorien auf die Praxisbeispiele

Die Anwendung von lokalen Unterkategorien auf die Beispiele setzt voraus, dass Sachbilanzdaten beispielsweise zu Emissionen durch Betriebsstörungen vorliegen. Wie im Kapitel 4 dargestellt, sind die Datenbanken in ihrer gegenwärtigen Form nicht geeignet, die erforderlichen Daten für die untersuchten Beispiele bereitzustellen. Daher sind lokale Unterkategorien, die vor allem für die Wirkungskategorien Human - und Ökotoxizität relevant sind, auf die untersuchten Beispiele nicht anwendbar.

7.4 Schlussfolgerung

Als Praxisbeispiele wurden zwei alternative Verfahren zur großtechnischen Produktion von Polycarbonat ausgewählt,

- die Umsetzung von Bisphenol A mit Phosgen und
- die phosgenfreie Umesterung von Bisphenol A und Diphenylcarbonat.

Die Verfahren unterscheiden sich deutlich in den Eigenschaften der eingesetzten Stoffe und sind insofern für eine exemplarische Erprobung der Risikoermittlungsverfahren geeignet.

Die Schlussfolgerungen, die sich aus der vertieften Untersuchung der Risikoermittlungsverfahren anhand der Praxisbeispiele ergeben, werden im Folgenden getrennt nach Risiko-Screening und Risikoermittlung dargestellt. Die Risikopotentialanalyse nach euroMat wird gesondert betrachtet.

Risikopotentiale

Vorbereitend für die weiteren Untersuchungen ist i.d.R. eine Zusammenstellung der Risikopotentiale notwendig. Dabei sind in erster Linie die mit den stofflichen Emissionen zusammenhängenden Wirkungen von Bedeutung. In Einzelfällen können auch besondere Prozessbedingungen relevant sein.

Risiko-Screening

Das Risiko-Screening erfordert Methoden, die einfach und schnell in der Bearbeitung eine übersichtliche Risikobetrachtung ermöglichen, um Schwerpunkte für die nachfolgenden Untersuchungen festzulegen. Bei der Untersuchung der Praxisbeispiele wurde eine Abschätzung von Schadensausmaß und Eintrittshäufigkeit anhand einer möglichst geringen Anzahl einfach zu ermittelnder Parameter vorgenommen. Für die Ermittlung der Einflussgrößen wurden aus den beschriebenen Risikoermittlungsverfahren Kriterien verwendet, die ohne weitere Zwischenschritte und aufwendige Verfahren zum Ergebnis führen. Dies sind im Wesentlichen qualitative bzw. halbquantitative Abstufungen. Weil die untersuchten Methoden nicht alle in der Ökobilanz zu berücksichtigenden Aspekte abdecken, wurden für das Risiko-Screening Methoden bzw. Kriterien zur Anwendung herangezogen, die so allgemein formuliert sind, dass eine vollständige Betrachtung möglich ist. Die in Frage kommenden Methoden geben zur Ermittlung der o.g. Einflussgrößen nur geringe methodische Hilfestellungen. Die Vereinfachungen bringen es mit sich, dass die Risikoermittlung auf diese Weise nur bedingt objektivierbar ist und von subjektiven Wertungen geprägt ist, was im Hinblick auf den Zweck des Screenings jedoch u.U. akzeptiert werden kann.

Die Ermittlung des Schadensausmaßes ist in den für das Screening verwendeten „einfachen“ Methoden ebenfalls im Wesentlichen nur aufgrund von subjektiven Einschätzungen möglich. Hier müssen hilfsweise ergänzende Kriterien zur Charakterisierung und Abstufung des Schadenspotentials herangezogen werden. In den Praxisbeispielen wurde bezüglich der im Vergleich der Prozesse dominierenden toxischen Wirkungen, die Toxizität der Einsatzstoffe (sehr giftig, giftig, gesundheitsschädlich) berücksichtigt.

Schadensausmaß und Eintrittshäufigkeit können mit weiteren Parametern unterlegt sein. Diese betreffen z.B. die Exposition des betrachteten Schutzgutes (z.B. Aufenthaltsdauer von Beschäftigten) oder das Wirksamwerden der Gefahr (z.B. Vorhandensein und Effektivität von Schutzmaßnahmen). Die Berücksichtigung solcher Kriterien ist für eine

Annäherung des Risikobegriffs grundsätzlich sinnvoll, insbesondere wenn Eintrittshäufigkeiten nicht näher quantifiziert werden können. Die Untersuchung der Praxisbeispiele zeigte jedoch, dass diese Kriterien z.T. nicht so formuliert sind, dass sie eine differenziertere Betrachtung ermöglichen.

Die Darstellung und Auswertung des Zusammenhangs zwischen Eintrittshäufigkeit und Schadensumfang ist auf verschiedene Arten, grafisch oder numerisch, möglich. Dies wurde mit den Praxisbeispielen nachvollzogen. In Anlehnung an die FMEA wurden Maßzahlen für einzelne Risikoaspekte gebildet. Die Höhe der Ergebniszahlen und die Bandbreite der Wertebereiche möglicher Ergebnisse zeigen, wo die bevorzugten Ansatzpunkte für eine genauere Risikobetrachtung liegen sollten. Im Risikograph nach DIN V 19250 können die Kombinationen der verschiedenen Parameter dargestellt werden. Die Ergebnisse der FMEA („Risikoschwerpunkte“) wurden damit in der Tendenz bestätigt. Die Darstellung zeichnet sich gegenüber der FMEA durch eine gute Übersichtlichkeit und eine eindeutigere Abgrenzung der ermittelten Risikoklassen aus. Die Methode kann prinzipiell durch die Kombination weiterer Parameter erweitert werden. Um eine übersichtliche Darstellung zu wahren, sollte aber die Anzahl der Parameter möglichst gering bleiben. Eine Darstellung der Ergebnisse im W-A-Diagramm ist ebenfalls möglich.

Risikoermittlung am Beispiel Indikator TX3

Wie bereits beim Risiko-Screening bestehen grundlegende Schwierigkeiten bei der Bestimmung von Eintrittshäufigkeiten. Abgesehen von Expertenschätzungen ist nur eine statistische Analyse, die beispielsweise in der Fehlerbaumanalyse aber auch in anderen Methoden zugrunde gelegt wird, zur Ermittlung absoluter Werte methodisch entwickelt. Der hohe Aufwand für eine solche quantitative Analyse könnte nach vorhergehendem Screening für ausgewählte Ereignisse bzw. Verfahrensstufen gerechtfertigt sein, dagegen spricht jedoch, dass in aller Regel nach Art und Anzahl ausreichende Daten für die betrachteten Prozesse nicht verfügbar sind. Darüber hinaus ist wegen der Unsicherheiten aufgrund der Unzulänglichkeiten der Datenbasis und der im Einzelfall methodisch unterschiedlichen Vorgehensweisen auch in Bereichen, in denen quantitative Analysen bereits weit verbreitet sind, die Eignung der ermittelten Zahlenwerte für eine anlagenübergreifende Betrachtung umstritten. Bei der Untersuchung der Praxisbeispiele war eine differenzierte Untersuchung von Eintrittshäufigkeiten aufgrund der hier allgemein beschriebenen Probleme nicht möglich. Vor diesem Hintergrund erscheint es generell wenig aussichtsreich, im vorliegenden Anwendungsfall quantitative Analysen zu Eintrittshäufigkeiten konkreter Ereignisse zu integrieren, so dass wahrscheinlich nur eine Betrachtung auf der Ebene von Risikopotentialen in Frage kommt.

In vielen der beschriebenen Methoden wird das Schadensausmaß anhand von Expertenschätzungen nur auf der Grundlage einer qualitativen bzw. halbquantitativen Abstufung ermittelt. Eine einheitliche und allgemein auf die Bandbreite der zu berücksichtigenden Risiken anwendbare Bewertungsgrundlage ist nicht vorhanden. Viele Risikoermittlungsverfahren verwenden Indikatoren oder Kennzahlen, z.T. auch aus einer Kombina-

tion verschiedener Parameter, die nach einer dem Ausmaß der Wirkungen zugeordneten Skala in einem begrenzten Wertebereich festgelegt werden. Die so gebildeten und z.T. zu neuen Kennzahlen zusammengefassten Werte decken je nach Methode unterschiedliche Risiken ab. Grundlegend für eine vergleichende Betrachtung der Auswirkungen verschiedener Prozesse ist die Festlegung geeigneter schutzgut- bzw. wirkungsbezogener Beurteilungswerte in der Umgebung sowie einheitliche Vorgehensweisen bei der Quelltermmittlung.

Zur Untersuchung der Praxisbeispiele wurde beispielhaft der Indikator TX3 für die alternativen Prozesse der PC-Herstellung ermittelt. Der Indikator TX3 berücksichtigt die humantoxischen Wirkungen der Stoffe und ist auf eine Beurteilung der Risiken an den Arbeitsplätzen ausgerichtet. Die Methode erwies sich für die Teilbetrachtung insofern als geeignet, da die Kriterien auf objektiven Kriterien und allgemein zugänglichen Informationen aufbauen und einfach, d.h. ohne spezielle Vorkenntnisse, anwendbar ist. Es wurde ein Indikator gebildet in dem alle aus dem Stoffinventar der Prozesse resultierenden toxischen Risiken aufgenommen werden können. Die Ergebnisse sind auf die betrachtete Mengeneinheit des Endprodukts bezogen und prinzipiell in der entsprechenden Wirkungskategorie der Ökobilanz integrierbar. Die einfache Grundstruktur des Indikators, gebildet aus einem Parameter zum Verbrauch bzw. der Menge des Stoffes, einem Parameter zur Exposition des Schutzgutes und einem Parameter zur Beschreibung der Effekte könnte bei methodischen Weiterentwicklungen berücksichtigt werden.

In den Indikator TX3 gehen Parameter ein, die das Freisetzungs- und Ausbreitungsverhalten des Stoffes kennzeichnen und insofern zusammen mit der Toxizität auch kennzeichnend für das Schadensausmaß sind. Im Prinzip können dadurch (bei entsprechender methodischer Erweiterung) relevante Stoffeigenschaften und Prozessbedingungen berücksichtigt werden. Die Parameter erlauben in der dargestellten Ausprägung aber nur eine wenig differenzierte Betrachtung. Ferner ist es notwendig, den Quellterm näher zu bestimmen und die Auswirkungsbetrachtung nicht nur auf den Gesamtdurchsatz zu beziehen. Die anlagenspezifischen Gegebenheiten bringen es mit sich, dass bei verfahrenstechnischen Anlagen sehr unterschiedliche Ursachen und Ereignisabläufe in Frage kommen und von daher uneinheitliche Ergebnisse möglich sind. Für eine Integration der Ergebnisse in die Ökobilanz ist in dieser Hinsicht eine Vereinheitlichung zweckmäßig. Ein möglicher und im Geltungsbereich der Störfall-Verordnung etablierter Ansatz wird im Folgenden beschrieben.

Die Störfall-Kommission hat ein Konzept zur ursachenunabhängigen Betrachtung von Störfallablaufszenarien vorgelegt (SFK-GS-26, Schadensbegrenzung bei Dennoch-Störfällen), mit dem Kriterien für die Notwendigkeit auswirkungsbegrenzender Maßnahmen dargestellt werden, wenn durch Betriebsstörungen eine ernste Gefahr i.S.d. Störfall-Verordnung hervorgerufen werden kann. Umgebungsbezogene Störfallbeurteilungswerte (z.B. AEGL, ERPG, IDLH, VCI-Störfallbeurteilungswerte) werden mit der anlagenbezogen freisetzbaren Menge der Störfallstoffe verknüpft. Aus der größten zusammenhängenden Stoffmenge (GZM) innerhalb einer Umschließung und der Quellra-

te, die abhängig ist von den Stoffeigenschaften und den anlagen- bzw. prozessspezifischen Freisetzungparametern ist, wird der Quellterm der zur Ausbreitung gelangenden Stoffmenge gebildet. Dabei können auch besondere physikalische Effekte sowie die Verfügbarkeit von Schutzeinrichtungen berücksichtigt werden. Mit einer Ausbreitungsrechnung wird die Exposition an einem zuvor festgelegten kritischen Aufpunkt in der Umgebung oder der Gefährdungsbereich, in dem die Störfallbeurteilungswerte überschritten werden können, ermittelt. Der „größtmögliche Störfall“ sind Ereignisabläufe mit Stofffreisetzung, Brand oder Explosion, bei der die GZM des maßgeblichen Stoffes freigesetzt wird. Die Überlagerung mehrerer voneinander unabhängiger Ereignisse mit Stofffreisetzung, Brand oder Explosion wird wegen der geringen Eintrittswahrscheinlichkeit nicht unterstellt.

Risikopotentialanalyse nach euroMat

Im Unterschied zu den anderen untersuchten Risikoermittlungsverfahren enthält die Risikopotentialanalyse nach euroMat neben Indikatoren für das mögliche Schadensausmaß (Toxizität der Gefahrstoffe) auch Indikatoren für die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens (Brand- und Explosionseigenschaften der Gefahrstoffe, Druck, Temperatur).

Die Kriterien des Lebenszyklusbezugs und der Zuordnungsmöglichkeit zur funktionellen Einheit der Ökobilanz werden erfüllt. Dies gilt auch weitgehend für die Verfügbarkeit der notwendigen Daten. Prozessbeschreibungen, Reaktionsgleichungen sowie Identität und Massen von In- und Outputs sind ohnehin Gegenstand der Datenerhebung in der Sachbilanz. Weitere Informationen zur Anwendung der Methode sind über die Stoffeinstufungen nach der Gefahrstoffverordnung ohne Probleme zu beschaffen.

Von den untersuchten Methoden ist die Risikopotentialanalyse am besten auf die Bedürfnisse der Ökobilanz zugeschnitten. Die berechneten Risikopotentiale erscheinen als Indikatoren einer eigenständigen Wirkungskategorie Risiken von Betriebsstörungen geeignet.

8 Bedarf an methodischen Weiterentwicklungen

8.1 Weiterentwicklung der Risikoermittlungsverfahren zur Ermittlung einer Risikomaßzahl

Die untersuchten Risikoermittlungsverfahren sind für mehr oder weniger eng begrenzte Anwendungsbereiche entwickelt worden. Viele der Methoden sind im betrieblichen Kontext zur Ursachenklärung nach Ereignissen, zur Schwachstellenanalyse und Optimierung von technischer Ausrüstung und Abläufen konzipiert. Die Bewertung der Methoden ergab, dass keines der untersuchten Verfahren als Ganzes für eine umfassende und vollständige Risikobetrachtung geeignet ist, bzw. keine Ergebnisse erhalten werden, die unmittelbar in die Ökobilanz integriert werden können. Die wesentlichen Einschränkungen liegen darin, dass

- i.d.R. keine quantitative Ermittlung der Eintrittshäufigkeiten möglich ist und
- nicht alle in der Ökobilanz zu berücksichtigenden Wirkungskategorien erfasst werden.

Konkrete Zahlenwerte für **Eintrittshäufigkeiten** sind generell nur sehr schwierig zu ermitteln. Erprobte Berechnungsmethoden stehen im Prinzip zu Verfügung, der Bearbeitungsaufwand ist jedoch sehr hoch und erfordert eine entsprechende Datenbasis, die i.d.R. für die heterogenen verfahrenstechnischen Prozesse nicht oder nicht in einheitlicher Qualität vorhanden ist. Vor diesem Hintergrund könnte eine Quantifizierung des Risikos zunächst zweckmäßigerweise nur auf der Stufe des Risikopotentials erfolgen. Dabei wird ausgegangen von den Eigenschaften der gehandhabten Gefahrstoffe und ggf. zusätzlich von risikoe erhöhenden Betriebsbedingungen. Diese Informationen sind i.d.R. verfügbar.

Die Relevanz der **Wirkungskategorien** für eine Risikobetrachtung wurde in Kapitel 5 erläutert. Die Wirkungskategorien, denen eine besondere Bedeutung zugemessen wird, wurden herausgestellt. Mit dem weiterzuentwickelnden Risikoermittlungsverfahren muss es möglich sein, alle Wirkungen zu berücksichtigen.

Im Folgenden wird der Ansatz weiter verfolgt, **Indikatoren als Risikokennzahlen** zu bilden, die zur Kennzeichnung der Tragweite möglicher Auswirkungen übernommen werden können. Der anhand der Praxisbeispiele für eine Teilbetrachtung verwendete Indikator TX3 ist auf eine Wirkungskategorie beschränkt (Humantoxizität), ermöglicht aber eine summarische Berücksichtigung aller Gefahrstoffe mit entsprechenden Eigenschaften. Der Indikator enthält sowohl stoffbezogene als auch anlagenbezogene Einflussgrößen. Die Grundstruktur könnte für eine methodische Weiterentwicklung übernommen werden. Ergänzungsbedarf besteht jedoch bei der Ausgestaltung der Parameter, weil die Methode auf eine Wirkung und einen Expositionspfad beschränkt ist, und anlagenbezogene Größen nur ansatzweise berücksichtigt werden. Daraus ergeben sich folgende Schlussfolgerungen für mögliche Weiterentwicklungen.

Menge / Verbrauch

Die Kenntnis der Mengenströme der relevanten Stoffe in den zu untersuchenden Prozesse ist notwendige Voraussetzung. Sie sind auf die funktionelle Einheit zu beziehen.

Stoffbewertung

Bezüglich der humantoxischen Wirkungen werden in der Methode (TX3) die R-Sätze entsprechend TRGS 440 [72] mit steigender Toxizität einer Skala mit Werten von 1 bis 10 zugeordnet. Die dem Einzelstoff zugeordneten R-Sätze sind i.d.R. bekannt bzw. leicht zugänglich und in dieser Hinsicht für eine Systematisierung der toxischen Wirkungen geeignet.

Methodisch ähnlich wird in einem Vorschlag zur produkt- und prozessbezogenen Gefahrstoff-Bilanzierung und ihrer Integration in ökobilanzielle Bewertungsinstrumente vorgegangen [14]. Dort werden als Indikatoren für den Gefahrstoffeinsatz Monoethylenglykol („MEG“-Äquivalente berechnet. Jedem R-Satz wird ein Faktor im Wertebereich von 0 bis 50.000 zugeordnet und bei Zubereitungen mit den Anteilen der beteiligten Stoffe gewichtet. Zur Ermittlung des Gefahrstoffpotentials wird dieser Faktor mit der Bezugsgröße normiert. Für Monoethylenglykol beträgt der Faktor 10.

In einem weiterzuentwickelnden Kennzahlensystem zur Risikoermittlung sind für alle zu betrachtenden Wirkungen geeignete Beurteilungskriterien abzuleiten. Einzelne Ansätze sind in den ausgewerteten Risikoermittlungsverfahren vorhanden (z.B. Wassergefährdungsklassen, Luftgefährdungsklassen, Giftklassen), jedoch nicht systematisch auf die Erfordernisse der Ökobilanz abgestimmt. Aus den Überlegungen zur Relevanz der Wirkungskategorien für eine Risikobetrachtung (Kapitel 5) ergeben sich weitere Anhaltspunkte, z.B. CO₂-Äquivalente (Klimaänderung), SO₂-Äquivalente (Versauerung), NO_x/VOC-Frachten.

In den verschiedenen Risiko- bzw. Wirkungskategorien ist eine Zuordnung zur Bewertung der relevanten Stoffeigenschaften (Skalierung) einzuführen, aus der ein Indikator zur Stoffbewertung abgeleitet wird.

Quellterm

Ein vereinfachtes Verfahren könnte darin bestehen, die Risikokennzahl auf das Gesamtinventar bzw. den Gesamtdurchsatz des relevanten Stoffes zu beziehen. Der Risikowert würde dann im Wesentlichen nur die Ergebnisse einer Stoffbewertung widerspiegeln. Dies könnte zwar einerseits die Integrierbarkeit der Ergebniswerte in die Ökobilanz prinzipiell ermöglichen, würde andererseits aber anlagen- bzw. verfahrensspezifische Parameter sowie Variationsmöglichkeiten unberücksichtigt lassen. Die Vernachlässigung der aus dem Bereich der Anlagensicherheit zur Risikoermittlung beizutragenden Einflussgrößen würde zu einer Fehleinschätzung führen und die Aussagekraft der Ergebnisse einschränken.

Demgegenüber sind zur Berücksichtigung der anlagenbezogenen Aspekte in der Risikobetrachtung mögliche Ereignisabläufe zu analysieren. Aus den Ereignisabläufen er-

geben sich die Mengen bzw. Mengenanteile, die freigesetzt werden, zur Ausbreitung gelangen und schließlich eine Wirkung entfalten können. Um die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu sichern und den Bearbeitungsaufwand zu begrenzen, könnte eine ursachenunabhängige Vorgehensweise zweckmäßig sein, wie sie im Bericht SFK-GS-26 vorgeschlagen wird.

- Ermittlung der größten zusammenhängenden Menge (GZM) des Stoffes (Anlagendesign).
- Ermittlung des ausgetretenen Massenstroms (Quellrate und Freisetzungsdauer) in Abhängigkeit von freisetzungsrelevanten
 - Stoffeigenschaften (Aggregatzustand, Dampfdruck, Löslichkeit, etc.) und
 - anlagenspezifischen Parametern (Druck, Temperatur, Geometrie).
- Ermittlung der zur Ausbreitung gelangenden Stoffmenge (Quellterm) unter Berücksichtigung der Wirksamkeit vorhandener Schutzeinrichtung und ggf. zusätzlicher emissionsbeeinflussender Effekte.

Bei quantitativen Berechnungen sind empirische oder analytische Beziehungen bzw. abgesicherte Erfahrungswerte zu unterlegen. Ggf. sind bestimmte Randbedingungen zur Vereinfachung anzunehmen. Im Bericht SFK-GS-26 sind dies z.B.: kein gleichzeitiges Auftreten unabhängiger Ereignisse, uneingeschränkte Wirksamkeit passiver Schutzeinrichtungen. Alternativ könnte versucht werden diese Aspekte probabilistisch zu fassen, was aber aufgrund der bereits dargestellten Schwierigkeiten nicht praktikabel erscheint.

Es ist auch denkbar, den Ansatz in ein Kennzahlensystem umzusetzen. Dazu sind die relevanten Parameter in Zuordnungsvorschriften zu skalieren und zu wichten. Dabei besteht prinzipiell auch die Möglichkeit, nicht quantifizierbare Aspekte mit einer entsprechenden Wichtung aufzunehmen. Der Indikator TX3 zeigt beispielhaft mögliche Zuordnungen für Teilaspekte. Die Methode TX3 ist im Hinblick auf anlagen- bzw. betriebsbezogene Einflussgrößen aber nicht sehr weit entwickelt, da nur zwischen „überwiegend offenen“ und „überwiegend geschlossenen Systemen“ unterschieden wird. Andere Verfahren (vgl. Risikoscreening der Praxisbeispiele) berücksichtigen weitere Einflussgrößen, z.B. Beaufsichtigung des Prozesses, Fachkunde der Operateure. Wieder andere, anhand der Praxisbeispiele nicht weiter verfolgte Methoden, verwenden im Bereich der Technikbewertung umfangreiche Checklisten oder komplexe Bewertungssysteme.

Der Anspruch besteht darin, die Prozessbedingungen, die das Wirksamwerden des Gefahrenpotentials (z.B. Toxizität) begünstigen oder verhindern und somit risikoe erhöhend bzw. risikomindernd wirken, möglichst vollständig zu erfassen. Außer den verfahrenstechnischen Bedingungen und der technischen Ausrüstung gehört dazu auch die Betriebsführung (z.B. Instandhaltung, Prüfung, Organisation, Personal, Schnittstelle Mensch-Technik-Organisation). In dieser Hinsicht ist im Weiteren zu prüfen, ob ein

repräsentatives Set von Sicherheitsindikatoren aufgestellt und mit einem geeigneten Bewertungsmaßstab hinterlegt werden kann.

- Es ist ein Set geeigneter Kriterien zu entwickeln, das die wesentlichen risikobeeinflussenden Aspekte abdeckt aus den Bereichen
 - Verfahrensbedingungen,
 - technische Ausrüstung und
 - Betriebsführung.
- Es ist eine Wertezuordnung in Klassen (Skalierung) vorzunehmen.

Ausbreitung / Wirkungsentfaltung

Die Entfaltung der Wirkung bzw. die Exposition der Schutzgüter setzt die Ausbreitung des freigesetzten Stoffes voraus. Der entfernungsabhängige Verlauf der Schadstoffausbreitung kann mit standardisierten Ausbreitungsrechnungen ermittelt oder aus Nomogrammen abgelesen werden. Zur Ermittlung der lokalen Wirkungen sind als Emissionspfade einzubeziehen: Freisetzungen in die Luft, direkter Eintrag in Gewässer und Boden, Deposition. Die Relevanz der Emissionspfade für die einzelnen Wirkungen ist jeweils zu prüfen. Das Ausbreitungsverhalten ist abhängig von den Stoffeigenschaften, den meteorologischen Verhältnissen und den Gegebenheiten am Standort. Insofern können konkrete Auswirkungsbetrachtungen nur standortspezifisch erfolgen, wodurch die Vergleichbarkeit bzw. Übertragbarkeit der Ergebnisse eingeschränkt ist. Der Aufwand für solche Berechnungen kann mitunter hoch sein. Vor diesem Hintergrund ist zu klären, ob es zielführend ist, das Ausbreitungsverhalten differenziert in die Risikobetrachtung einzubeziehen oder ob im Hinblick auf das potentielle Schadensausmaß eine Risikobetrachtung bereits auf der Stufe des Quellterms durchgeführt werden kann. Ein vereinfachtes Verfahren sollte,

- standortunabhängige Ergebnisse liefern,
- eine einfache Zuordnung in Ausbreitungsklassen ermöglichen,
- eine Relation zwischen Ausbreitungsverhalten und Wirkungen beinhalten.

Risikokennzahl / Gesamtindex

Die entsprechend der festgelegten Skalierung ermittelten Werte sind für jede Wirkungskategorie zu einer Ergebnisgröße zusammenzufassen. Für die Bewertung von Stoffgemischen (Zubereitungen) bzw. einer Gesamtbetrachtung aller Einsatzstoffe einer Einheit gibt es Methoden (Summenbildung). Eine Aggregation der wirkungsbezogenen Risikokennzahlen zu einem Gesamtergebnis ist methodisch noch nicht gelöst. In diesem Zusammenhang ist auch die Gewichtung der einzelnen Faktoren zu diskutieren. In einem indikatorgestützten System ergibt sich eine Wichtung im Wesentlichen aus der Spreizung des Wertebereichs der Skalierung der einzelnen Parameter. Dies hat zum einen Einfluss auf die Bedeutung der Risikokennzahl der Wirkungskategorie, weil damit die

Relevanz verschiedener Größen (z.B. Stoffbewertung und Technikbewertung) miteinander ins Verhältnis gesetzt werden. Zum anderen ergibt sich daraus auch die Vergleichbarkeit mit anderen Kennzahlen.

Zur Plausibilitätsprüfung sollten die Ergebnisse der Risikobetrachtungen – soweit verfügbar - mit den Daten zu Häufigkeiten und Auswirkungen von Betriebsstörungen der betrachteten Verfahren aus Störfalldatenbanken oder entsprechenden Aufzeichnungen von Betriebserfahrungen verglichen werden.

8.2 Weiterentwicklungen euroMat

Auch wenn der Risikopotentialanalyse nach euroMat hier die prinzipielle Eignung als Methode zur Berücksichtigung der Risiken durch Betriebsstörungen in Ökobilanzen attestiert werden konnte, sind Weiterentwicklungen wünschenswert. Hier ist zunächst die Validierung der bisher vorgeschlagenen Wichtungsfaktoren für die Gefahrensymbole und R-Sätze zu nennen. Hierzu wäre allerdings eine statistische Auswertung tatsächlicher Betriebsstörungen hinsichtlich Häufigkeit und Schadensausmaß nötig.

Die Kriterien des Lebenszyklusbezugs und der Zuordnungsmöglichkeit zur funktionellen Einheit der Ökobilanz sind bereits durch die Methodik in ihrer jetzigen Form erfüllt. Dies gilt auch weitgehend für die Verfügbarkeit der notwendigen Daten. Prozessbeschreibungen, Reaktionsgleichungen sowie Identität und Massen von In- und Outputs sind ohnehin Gegenstand der Datenerhebung in der Sachbilanz.. Dass diese Informationen oft nicht auf Prozessebene zu ermitteln sind, stellt eine allgemeine Hürde bei der Datenverfügbarkeit für Ökobilanzen dar und ist nicht spezifisch für den Risikoaspekt.

Der Risikobeitrag Toxizität berücksichtigt zur Zeit weitgehend humantoxische Auswirkungen. Die Einstufung „umweltgefährlich“ ist zwar mit dem Wichtungsfaktor 2 in der Liste enthalten; da aber in die Berechnung von RBX jeweils nur die Eigenschaft mit dem höchsten Wichtungsfaktor eingeht, würde die Umweltgefährlichkeit nur dann ergebnisrelevant, wenn keine Gesundheitsgefährdung für den Menschen vorliegt. Folglich wäre eine Aufteilung des Risikobeitrages RBX in einen human- und einen ökotoxischen Unterbeitrag wünschenswert. Eine weitere leicht zugängliche Quelle zur Umweltgefährlichkeit von Gefahrstoffen sind ihre Einstufungen in R-Sätze und daraus abgeleiteten Wassergefährdungsklassen. Diese könnten in die Liste der Stoffeigenschaften aufgenommen werden und ihnen entsprechende Wichtungsfaktoren analog den übrigen Stoffeigenschaften zugeordnet werden.

8.3 Weiterentwicklung von lokalen Unterkategorien und Aggregationsmöglichkeiten mit globalen Wirkungskategorien

Die räumliche Differenzierung in Ökobilanzen ist gegenwärtig Gegenstand der Methodendiskussion in wissenschaftlichen Arbeitskreisen bei SETAC, der SETAC/UNEP Life Cycle Initiative oder in Projekten wie OMNIITOX (EC Project GIRD-CT-2001-.0051) Allerdings steht der enorm hohe Aufwand zur Datenerhebung, vor allem in der

Sachbilanz einer allgemeinen Akzeptanz dieser Bestrebungen entgegen. Die Entwicklung von lokalen Unterkategorien in den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität stellt kein grundsätzliches Problem dar. Die diskutierten Charakterisierungsmodelle sehen in der Regel die Berücksichtigung von Verteilung und Abbau bzw. Akkumulation der Emissionen in der Umwelt sowie ihrer human- und ökotoxikologischen Eigenschaften vor. Die verwendeten Expositionsmodelle sind an die Bedürfnisse von Ökobilanzen angepasste Expositionsmodelle aus der Chemikalienbewertung und als solche bei Wahl der entsprechenden Randbedingungen ohne weiteres auf lokale Raumbezüge anwendbar.

8.4 Schlussfolgerung

Die nach dem Ergebnis der Analyse bestehender Risikoermittlungsverfahren für die Integration von Risikoaspekten geeigneten Methoden wurden anhand von Praxisbeispielen erprobt. Der im Hinblick auf eine allgemeine Anwendbarkeit resultierende Weiterentwicklungsbedarf wurde aufgezeigt.

Für eine vereinfachte der Detailanalyse vorgelagerte Betrachtung kann ein Risiko-Screening zweckmäßig sein. Einfache Methoden, mit denen überschlüssig die Relevanz verschiedener Risikoaspekte untersucht werden kann, stehen zur Verfügung bzw. sind so allgemein formuliert, dass sie an die Zwecke der Ökobilanzierung angepasst werden können. Ein Vorteil kann in der schnellen Durchführbarkeit und übersichtlichen Darstellungsweise liegen. Wegen der starken Vereinfachung der Vorgehensweise sind nur überschlüssige Betrachtungen möglich, die zudem auf subjektiven Einschätzungen aufbauen und insofern eine gewisse Fachkenntnis voraussetzen.

Weil eine exakte Quantifizierung von Eintrittswahrscheinlichkeiten i.d.R. nicht möglich sein wird, kann die Risikobetrachtung nur auf der Ebene des Risikopotentials erfolgen.

Der für die Praxisbeispiele ermittelte Indikator TX3 ermöglicht nur eine Teilbetrachtung toxischer Risiken und ist daher in der vorliegenden Form nicht vor eine vollständige Risikoermittlung geeignet. Die prinzipielle Vorgehensweise, die einfache Indikatorbildung, ist jedoch im Hinblick auf eine mögliche Weiterentwicklung grundsätzlich geeignet. Für eine allgemeine Anwendbarkeit ist die Methode so zu erweitern, dass eine Skalierung der Einflussgrößen für alle im Hinblick auf die jeweiligen Wirkungskategorien relevanten Stoffeigenschaften und alle dabei relevanten Mechanismen und Einrichtungen, die das Ausmaß möglicher Auswirkungen beeinflussen und insofern risikoerhöhend bzw. risikomindernd wirken können, erfolgt. Unter angemessener Berücksichtigung der anlagenbezogenen und betriebsbedingten Einflussgrößen auf die Anlagensicherheit und das mögliche Schadensausmaß bei Betriebsstörungen sind die möglichen Ereignisabläufe näher einzugrenzen.

Demgegenüber erwies sich euroMat von den untersuchten Methoden als am besten an die Bedürfnisse der Ökobilanz angepasst. Die Ergebnisse für die Beispielbetrachtungen weichen stark von denen der anderen Verfahren, z.B. TX3, ab. Auch wenn die Gründe

hierfür teilweise methodisch bedingt und erwünscht sind (Berücksichtigung der Eintrittswahrscheinlichkeit und des Lebenszyklusdenkens), wird eine Validierung der verwendeten Wichtungsfaktoren empfohlen. Möglichkeiten zur Weiterentwicklung liegen in einer stärkeren Berücksichtigung von Schäden an der Umwelt.

Die Anwendung von lokalen Unterkategorien in der Wirkungsabschätzung setzt die Weiterentwicklung der Stoffdatenbanken in Hinblick auf eine Anpassung an die Bedürfnisse der Ökobilanz voraus, die in Kapitel 4.3 beschrieben wurde. Die räumliche Differenzierung und damit auch lokale Bezüge in der Wirkungsabschätzung werden zur Zeit für Ökobilanzen im allgemeinen diskutiert und entwickelt und könnten im Bedarfsfall bei Vorliegen von Sachbilanzdaten zu Betriebsstörungen prinzipiell übernommen werden.

9 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Berücksichtigung von Risiken durch Betriebsstörungen kann erhebliche Bedeutung haben bei der Entscheidungsfindung zur Auswahl und Optimierung von Produkten oder Systemen. Ansätze zur Einbeziehung von Risikofragen sind in der Praxis vorhanden, ein einheitliches und methodisch fundiertes Vorgehen hat sich bislang aber nicht durchgesetzt. Mit der Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz hat der Ersteller ein erweitertes Spektrum von Wirkungen für die Bilanzierung zur Hand, die er bei der Systemoptimierung zugrunde legen kann. Die Berücksichtigung von Risikoaspekten erfolgt dabei nicht mit dem Ziel, verfahrenstechnische bzw. sicherheitstechnische Verbesserungen umzusetzen. Vor diesem Hintergrund können methodische Ansätze aus gebräuchlichen Risikoermittlungsverfahren bei entsprechender Adaption an die neue Zielsetzung (Ökobilanz) übernommen werden.

Die Berücksichtigung von Risikoaspekten kann zum einen durch Auswertung entsprechender Betriebserfahrungen, d.h. Datenbanken zu Betriebsstörungen, und zum anderen mit analytischen Methoden (Berechnungsverfahren) erfolgen. Die vorhandenen Datenbanken zu Betriebsstörungen enthalten die erforderlichen Angaben nur zu einem Teil, im Wesentlichen deshalb weil sie für spezielle andere Anwendungszwecke (z.B. Anlagensicherheit) bzw. Nutzer entwickelt wurden. Die Daten sind zudem nicht immer allgemein zugänglich. Der Aufwand für die Anpassung an die Zwecke der Ökobilanzierung und für die allgemeine Veröffentlichung der Datenbanken ist entsprechend hoch einzuschätzen, so dass dieser Weg z.Zt. wenig aussichtsreich erscheint. Nur in Ausnahmefällen werden sich hieraus Stoffflüsse ermitteln lassen, die in der Wirkungsabschätzung vorhandenen Kategorien zugeordnet werden können. Daher wurde in der Vorstudie der Weg der Entwicklung einer eigenen neuen Wirkungskategorie „Risiko von Betriebsstörungen“ mit dem Indikator „Risikomaßzahl“ beschritten.

Bei den Risikoermittlungsverfahren hat sich die exakte Risikoermittlung im Sinne der Bestimmung quantitativer Werte für das Schadensausmaß und die Eintrittswahrscheinlichkeit des Schadens als nicht praktikabel für die Untersuchung verfahrenstechnischer Prozesse im Rahmen von Ökobilanzen erwiesen. Die erforderlichen Daten sind i.d.R. nicht in der erforderlichen Qualität und Quantität verfügbar. Die quantitative Analyse erfordert zudem einen hohen Bearbeitungsaufwand, der für diesen begrenzten Analyseschritt im Rahmen von Ökobilanzen nicht in jedem Fall geleistet werden kann.

Erfolgversprechend ist der Ansatz, Risikomaßzahlen nach vereinfachenden Methoden zu bilden, die nicht auf einer exakten quantitativen Risikoanalyse beruhen. Bei dieser Vorgehensweise werden den risikorelevanten Parametern Zahlenwerte zugewiesen, die sich aus Zuordnungstabellen oder Zuordnungsvorschriften ergeben. Die Parameter können dann nach einer entsprechenden Vorschrift zu einer Risikomaßzahl verknüpft werden. Dieses Vorgehen ist insbesondere dann geeignet, wenn die Definition und Wertzuordnung der Parameter so eindeutig gestaltet sind, dass ein einheitliches Vorgehen gewährleistet ist, wenn die in der Ökobilanz zu betrachtenden Wirkungen abdeckend be-

handelt werden und wenn die Ergebnisse in einer Form ermittelt werden, die in die Ökobilanz integriert werden kann (z.B. Bezug auf funktionelle Einheit). Die ermittelten Risikomaßzahlen haben absolut gesehen keine unmittelbare Aussagekraft, sind aber bei Verfahrensvergleichen (Alternativverfahren oder Systemoptimierungen) ausreichend und zur Ergänzung der Ökobilanz zweckmäßig.

In den Risikomaßzahlverfahren sind Vereinbarungen zu treffen bezüglich der Auswahl, der Definition und der Abstufung der Parameter. Sofern sich die Entwicklung eines einheitlichen (europäischen) Risikomaßzahlverfahrens verwirklichen lässt und dieses Verfahren dann allgemein angewendet wird, wären daraus die Daten für Ökobilanzen nutzbar.

Risikomaßzahlen werden bereits jetzt in vielen Analyseverfahren verwendet. In der Vorstudie wurde nachgewiesen, dass sich verschiedene Ansätze auch für die Integration von Risikoaspekten in die Ökobilanz eignen, wobei im Einzelfall noch methodische Weiterentwicklungen in Teilbereichen vorzunehmen sind. Es hat sich gezeigt, dass bei der Risikobetrachtung nicht nur die Auswirkungsseite zu erfassen ist. Vielmehr müssen auch die risikorelevanten Einflüsse, die sich aus der Auslegung, der Ausrüstung und dem Betrieb bzw. Betriebsführung der Anlage ergeben, systematischer einbezogen werden, damit eine zutreffende Risikoeinschätzung erfolgen kann. Darüber hinaus sind die Methoden so auszubauen, dass sie für die Vielzahl verfahrenstechnischer Prozesse und die damit verbundenen Risiken universell einsetzbar sind.

Es wird empfohlen, die Risikomaßzahl nicht mit anderen Wirkungskategorien zu aggregieren., sondern sie beispielsweise für ein Life Cycle Risk Assessment als eigenständiges Instrument innerhalb einer Nachhaltigkeitsuntersuchung zu nutzen.

Aufbauend auf dem nach der Vorstufe erreichten Kenntnis- und Diskussionsstand erscheint es zielführend, die ausstehenden methodischen Weiterentwicklungen bei einer tatsächlichen Erstellung von Ökobilanzen voranzutreiben, damit gleichzeitig die Praxis-tauglichkeit der Methoden sichergestellt werden kann.

10 Literatur

- [1] Centre for Chemical Process Safety of the American Institute of Chemical Engineers (AIChE): Guidelines for Investigating Chemical Process Incidents. ISBN 0-8169-0555-X, New York, 1992.
- [2] Antonsson et al.: The basis for a method to integrate work environment in life cycle assessment, Swedish environmental research institute (IVL), Journal of Cleaner Production Vol. 3 (4) 215-220
- [3] Association of plastics manufacturers in Europe (APME): Eco-profiles of the European plastics industry, Report 9: Polyurethane Precursors (TDI, MDI, Polyols), Brussels 1997
- [4] Association of plastics manufacturers in Europe (APME): Eco-profiles of the European plastics industry, Report 6, 2nd edition: Polyvinyl Chloride, Brussels 1998
- [5] Association of plastics manufacturers in Europe (APME): Eco-profiles of plastics and related intermediates – methodology, Brussels 1999
- [6] Association of plastics manufacturers in Europe (APME): Eco-profiles of plastics and related intermediates: Naphtha, Brussels 1999
- [7] Association of plastics manufacturers in Europe (APME): Eco-profiles of plastics and related intermediates: Ammonia, Brussels 1999
- [8] Association of plastics manufacturers in Europe (APME): Eco-Profiles of the European Plastics Industries – Polyethylene Terephthalate, Brussels 2001
- [9] ARIA, Inventaire des accidents technologiques et industriels.
<http://aria.environnement.gouv.fr/>
- [10] Bárzaga-Castellanos, L.: Vergleichende Ökobilanzierung verschiedener Verkehrssysteme. Markert, B., Neufert, R. (Guest Eds.), Klöpffer, W.; Hutzinger, O. (Eds.): LCA Documents Vol 7 (2001). ISBN 3-928379-58-5. Ecoinforma Press, Bayreuth 2001
- [11] BASF: Folien zum Seminar Methodik Ökoeffizienz
- [12] Life Cycle Assessment including the working environment, Summary of methods and case studies, IVF Research Publication 95859, The swedish institute of production engineering research, IVF
- [13] Brand, G.; Scheidegger, A.; Schwank, O.; Braunschweig, A.: Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit. Ökofaktoren 1997. Schriftenreihe Umwelt Nr. 297 Ökobilanzen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern 1998
- [14] Bunke, D., Graulich, K. (Öko-Institut e.V.): MEG-Äquivalente als Indikator für den Einsatz gefährlicher Stoffe in Produkten und Prozessen. Freiburg, Juli 2001.
- [15] CONCAWE (oil companies' European organisation for environment, health and safety). <http://www.concawe.be/Html/Reports.htm>
- [16] Heijungs, R. (final editor), Guinée, J.; Huppes, G.; Lankrejer, R.; de Heas, U.; Wegener, S.: Environmental life cycle assessment of products - guide and backgrounds, centrum voor milieukunde, Leiden, 1992
- [17] AG PVC und Umwelt e.V.; Steuerungsgruppe Dialogprojekt PVC und Nachhaltigkeit: PVC und Nachhaltigkeit, Systemstabilität als Maßstab, Deutscher Institutsverlag, Köln, 1999
- [18] Diers, A.; Langowski, H.-C.; Pannkoke, K.; Hop, R.: Produkt-Öko-Bilanz vakuumverpackter Röstkaffee. Klöpffer, W.; Hutzinger, O. (Eds.): LCA Documents Vol 3 (1999). ISBN 3-928379-55-0. Ecoinforma Press, Bayreuth 1999

- [19] DIN Deutsches Institut für Normung e.V.: DIN V 19250, Vornorm, Grundlegende Sicherheitsbetrachtungen für MSR-Schutzeinrichtungen, Ausgabe Mai 1992. Beuth Verlag, Berlin, 1994.
- [20] European Aluminium Association (EAA): Ecological profile report for the european aluminium industry, 1996
- [21] Eberle, U.; Griebhammer, R. (Ökoinstitut e.V.): Ökobilanzierung zu Wasch- und Reinigungsmittelrohstoffen und deren Anwendung in der gewerblichen Wäscherei, Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 43/01, 2001
- [22] EMPA St. Gallen, Abteilung Ökologie: Bewertung von Ökoinventaren für Verpackungen, Hrsg. BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 300, Bern 1998
- [23] ETH Zürich, Institut für Verfahrens- und Kältetechnik; EMPA St. Gallen: Ökoinventare für Verpackungen, Band I und II, Hrsg. BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/I und 250/II, Bern 1998
- [24] Gruppe Energie – Stoffe – Umwelt der ETH Zürich: Ökoinventare für Energiesysteme, Hrsg. Bundesamt für Energiewirtschaft, 3. Aufl., 1996
- [25] Doka, G.; Huber, F.; Labhardt, A.; Ménard, M.; Zimmermann, P.; Gruppe Energie – Stoffe – Umwelt der ETH Zürich: Ökoinventare für Entsorgungsprozesse, ESU-Reihe 1/96, ETH Zürich, 1996
- [26] Systematische Auswahlkriterien für die Entwicklung von Verbundwerkstoffen unter Beachtung ökologischer Erfordernisse (EuroMat). Schlussbericht von TU Berlin, C.A.U. GmbH, TU Cottbus, FhG ICT Pfinztal und IPT Aachen an die Projektträgerschaft Umwelttechnologie der DLR Bonn/BMBF 2001
- [27] Eyerer, P.; Reinhardt, H.-P.: Ökologische Bilanzierung von Baustoffen und Gebäuden. Wege zur einer ganzheitlichen Bilanzierung. ISBN 3-7643-6207-3. Birkhäuser-Verlag, Basel 2000
- [28] Flanz, J., Hesener, U., Schecker, H.-G.: Vergleich quantitativer Verfahren zur Risikoabschätzung verfahrenstechnischer Anlagen; Wilhelm-Jost-Institut e.V. Institut für angewandte physikalisch-chemische Verfahrenstechnik a. d. Universität Dortmund, Fachbereich Chemie-technik, Arbeitsgruppe „Physikalisch-Chemische Verfahrenstechnik“, 29.11.1993
- [29] Friedrich, A.; Glante, F., Schlüter C.; Ifeu GmbH: Ökologische Bilanz von Rapsöl bzw. Rapsölmethylester als Ersatz von Dieselmotortreibstoff (Öko-Bilanz Rapsöl), Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 4/93, 1993
- [30] Frischt, U.; Rausch, L.; Simon, K.: Umweltwirkungsanalyse von Energiesystemen - Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Energiesysteme (GEMIS), Endbericht zu Version 1, Öko-Institut e.V., Wissenschaftliches Zentrum III Gesamthochschule Kassel, 1989
- [31] Fritsche, U.; Leuchtner, J.; Matthes, F.; Rausch, L.; Simon, K.: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Energiesysteme (GEMIS), Endbericht zu Version 2.1, Öko-Institut e.V., 1994
- [32] Öko-Institut e.V.: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme, Version 4.1, 2002
- [33] Giegrich, J.; Fehrenbach, H.; Orlik, W.; Schwarz, M. (ifeu): Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft, Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin, Texte 10/99, 1999
- [34] Goedkoop, M.; Spriensma, R.: The eco-indicator 99 – a damage oriented method for life cycle impact assessment, methodology report, 2nd edition, www.pre.nl, 2000
- [35] Grieshammer, R.; Bunke, D.; Gensch, C.-O.: Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel, Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin, Texte 1/97, 1997

- [36] Guinée et al. : LCA – an operational guide to the ISO-standards, part 1-3, Centre of Environmental Science Leiden University, Leiden, the Netherlands final report, 2001
- [37] Hauschild, M.; Wenzel, H.: Environmental Assessment of Products Vol. 2: Scientific Background. ISBN 0-412-80810-2. Chapman & Hall, London 1998
- [38] Heyde, M.; Kremer, M.: Recycling and Recovery of Plastics from Packaging in Domestic Waste. LCA-type Analysis of Different Strategies. Klöpffer, W.; Hutzinger, O. (Eds.): LCA Documents Vol 5 (1999). ISBN 3-928379-57-7. Ecoinforma Press Bayreuth 1999
- [38] Hofstetter, P.: Perspectives in Live Cycle Assessment. A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. ISBN 0-7923-8377-X. Kluwer Academic Publishers, Boston 1998
- [39] Ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung: Öko-Bilanz der PET-Stoffkreislauf-Flasche und anderer Getränkeverpackungssysteme, Endbericht, 1999
- [40] The International Association of Independent Tanker Owners (Intertanko): Intertanko Fact Sheet. <http://www.intertanko.com/research/fact.pdf>.
- [41] International Organization for Standardization (ISO): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. International Standard ISO EN DIN 14040, 1997
- [42] Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis. International Standard ISO EN DIN 14041, 1998
- [43] Life cycle assessment - Life cycle impact assessment. International Standard ISO EN DIN 14042, 2000
- [44] Life cycle assessment - Interpretation. International Standard ISO EN DIN 14043, 2000
- [45] Internationale Vereinigung für soziale Sicherheit – Internationale Sektion der IVSS für die Verhütung von Arbeitsunfällen und Berufskrankheiten in der chemischen Industrie: Gefährdenermittlung und Gefahrenbewertung, praxisbewährte systematische Methoden; ISSA Prevention Series No. 2027 (G); ISBN 92-843-7122-8; Heidelberg, 1997
- [46] Internationale Vereinigung für soziale Sicherheit – Internationale Sektion der IVSS für die Verhütung von Arbeitsunfällen und Berufskrankheiten in der chemischen Industrie: Das PAAG-Verfahren - Methodik, Anwendung, Beispiele; ISSA Prevention Series No. 2002 (G); ISBN 92-843-7037-X; Heidelberg, 2000.
- [47] Klöpffer, W. (ed.) „The AoP Debate“ in Environmental and Health Science (EHS), Life Cycle Management (LCM) Section, Global LCA Village: <http://www.scientificjournals.com/ehs>
- [48] Klöpffer, W.; Renner, I.; Tappeser, B.; Eckelkamp, C.; Dietrich, R.: Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen. ISBN 3-85457-475-4. Umweltbundesamt GmbH/ Federal Environment Agency Ltd. Monographien Bd. 111, Wien 1999
- [49] Klöpffer, W.; Renner, I.; Schmidt, E.; Tappeser, B.; Gensch, C.-O.; Gaugitsch, H.: Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen. ISBN 3-85457-597-1. Umweltbundesamt GmbH/ Federal Environment Agency Ltd. Monographie Bd. 143, Wien 2001
- [50] Klöpffer, W., Renner, I.: Untersuchung der Anpassung von Ökobilanzen an spezifische Erfordernisse biotechnischer Prozesse und Produkte. Umweltbundesamt Berlin FKZ: 201 66 306, 2002.

- [51] Krähling, H.: Life Cycle Assessment of PVC Products: Green Guides to Ecological Sustainability. Klöpffer, W.; Hutzinger, O. (Eds.): LCA Documents Vol 6 (1999). ISBN 3-928379-58-5. Ecoinforma Press, Bayreuth 1999
- [52] Kühn, Birett: Merkblätter Gefährliche Arbeitsstoffe. 103. Ergänzungslieferung November 1997. Ecomed, Landsberg
- [53] Landner, L. ; Grimvall, A. ; Hakansson, H.; Sanfors, O.; Walterson, E.: Chlorine and chlorinated compounds in Sweden – survey of fluxes to and in the environment, pools in the environment and health and environmental risks, the Swedish National Chemicals Inspectorate, KEMI Report 5/95, 1995
- [54] Landsiedel, R.; Saling, P. (BASF): Assessment of toxicological risks for LCAlife cycle assessment and eco-efficiency analysis; Internation J.ournal of LCA Online First, 2002 7 (5) (2002) 261-268
- [55] Lünser, H.: Ökobilanzen im Brückenbau. Eine umweltbezogene, ganzheitliche Bewertung. Birkhäuser-Verlag, Basel 1999
- [56] MARS, Major Accident Reporting System. <http://mahbsrv.jrc.it/mars/Default.html>
- [57] Metzger, J. O.: Lösungsmittelfreie organische Synthesen. Angew. Chem. 1998, 110, Nr. 21
- [58] Öko-Institut e.V. (Brohmann, B., Bunke, D. Hahn, L., Wassilew-Reul, C.): Gutachten zur Erfassung und Systematisierung von Methoden zur Risikoabschätzung und –bewertung und der damit verbundenen Probleme; im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin; 2001.
- [59] Pant, R.: Ökobilanzen bei der umweltgerechten Produktentwicklung unter besonderer Berücksichtigung toxisch wirkender Stoffströme, Dissertation an der TU Darmstadt, ibidem-Verlag, 2000
- [60] Pohle, H.: PVC und Umwelt – eine Bestandsaufnahme, Springer-Verlag 1997
- [61] Plinke, E.; Schüssler, R.; Kämpf, K. (Prognos AG): Konversion Chlorchemie, Endbericht, Studie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Eigendruck 1994
- [62] Working Environment as an LCA-parameter in Product Development. In: Udo de Haes, H.A.; Jensen, A.A.; Klöpffer, W.; Lindfors, L.-G. (eds.): Integrating Impact Assessment into LCA. Proceedings of the LCA symposium held at the Fourth SETAC-Europe Congress 11-14 April 1994, The Free University of Brussels. Published by SETAC-Europe, Brussels, October 1994
- [63] Schmidt, A.; Brunn Rasmussen: LCA and the working environment - danish recommendations. Paper for the joint workshop of the Dutch and Danish methodology projects, Leiden 16-17 September 1999 (<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lca2/index.html>)
- [64] Schmitz, S.; Oels, H.; Tiedemann, A.: Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen, Hrsg. Umweltbundesamt. Berlin, Texte 52/95, 1995
- [65] Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): Guidelines for Life-Cycle Assessment: A „Code of Practice“. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March - 3 April 1993. Edition 1, Brussels and Pensacola (Florida), August 1993
- [66] Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1998): Umweltgutachten 1998, Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- [67] Statistisches Bundesamt: Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen, Bundes- und Länderergebnisse. Kennziffer: 2190230. Wiesbaden, Erscheinungsweise: jährlich (erstes Berichtsjahr 2001)

- [68] Zwölfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Störfall-Verordnung) – 12. BImSchV, Stand 26.4.2000
- [69] Technischer Ausschuss für Anlagensicherheit: Abschlussbericht „Definitionen nach § 2 Nr. 1 und 2 Störfall-Verordnung“ des Arbeitskreises Umsetzung der Seveso II - Richtlinie, verabschiedet auf der 23. TAA-Sitzung am 4. April 2001
- [70] TAU Consultora Ambiental, Spain; Environment Management and Information Liaison, Netherlands: Towards environmental pressure indicators for the EU; Final report; commissioned by EUROSTAT; Madrid/Leiden December 2000
- [71] Tiedemann, A.: Ökobilanzen für graphische Papiere, Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 22/00, 2000
- [72] Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS): Technische Regeln für Gefahrstoffe, TRGS 440, Erkennen und Beurteilen der Gefährdungen durch Gefahrstoffe am Arbeitsplatz: Ermitteln von Gefahrstoffen und Methoden zur Ersatzstoffprüfung; Ausgabe März 2001, geändert BARb.Bl. 2003-03
- [73] Tukker, A.; Kleijn, R.; van der Voet, E.; Smeets, E.R.W.: Chlorine in the Netherlands, Part II, Risk Management in Uncertainty for chlorine; Journal of Industrial Ecology V. 1 No. 2 p. 91-110 (1997)
- [74] Tukker, A.; Kleijn, R.; van Oers, L.; Smeets, E.R.W.: Combining SFA and LCA; Journal of Industrial Ecology V.1 No. 4 p. 93-110 (1998)
- [75] Umweltbundesamt (Hrsg): Produktökobilanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Baubereich, Band 1: Zusammenfassung UBA, Bericht (Gutachten) Klöpffer, Berichtsbände, Texte 69/89, 1998
- [76] Umweltbundesamt (Hrsg): Produktökobilanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Baubereich, Band 2: Anlage für Berichtsbände, Texte 70/89, 1998
- [77] Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen, Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043, Umweltbundesamt Texte 92/99, 1999
- [78] Prognos GmbH, IFEU-Institut, Gesellschaft für Verpackungsforschung, Pack Force, Umweltbundesamt: Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II – Hauptteil, Hrsg. Umweltbundesamt, Berlin, Texte 37/00, 2000
- [79] Prognos GmbH, IFEU-Institut, Gesellschaft für Verpackungsforschung, Pack Force, Umweltbundesamt: Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II – Materialsammlung, Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 38/00, 2000
- [80] Udo de Haes, H.A.; Wrisberg, N. (Eds.): LCANET. European Network for Strategic Life-Cycle Assessment Research and Development. Life Cycle Assessment: State-of-the Art and Research Priorities. Klöpffer, W.; Hutzinger, O. (Eds.): LCA Documents Vol 1 (1997). ISBN 3-928379-53-4. Ecoinforma Press, Bayreuth 1997
- [81] Udo de Haes, H.A. (ed.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. ISBN 90-5607-005-3. SETAC-Europe, Brussels, September 1996
- [82] Udo de Haes, H. A.; Joliet, O.; Finnveden, G.; Hausschild, M.; Krewitt, W.; Müller-Wenk, R.: Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. Int. J. LCA 4, 66-74; 167-174

- [83] Udo de Haes, H.A.; Joliet, O.; Finnveden, G.; Goedkoop, M.; Hauschild, M.; Hertwich, E.G.; Hofstetter, P.; Klöpffer, W.; Krewitt, W.; Lindeijer, E.W.; Mueller-Wenk, R.; Olson, S.I.; Pennington, D.W.; Potting, J.; Steen, B. (eds.) (2002): Toward best practice in Life Cycle Impact Assessment. SETAC, Pensacola (Florida, USA), in print
- [84] Volkwein, S.; Hurtig, H.-W.; Klöpffer, W.: Life Cycle Assessment of Remediation of Contaminated Sites. Int. J. LCA 4 (5) (1999) 263-274
- [85] Zentrale Melde- und Auswertestelle für Störfälle in verfahrenstechnischen Anlagen (ZEMA), Umweltbundesamt, Berlin, Jahresbericht 2001; 2003.

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Anlagensicherheit, Störfallvorsorge, Umgang mit
umweltgefährdenden Stoffen

Förderkennzeichen (UFOPLAN) 201 48 309

**Entwicklung eines Modells zur Berücksichtigung der
Risiken durch nicht bestimmungsgemäße
Betriebszustände von Industrieanlagen im Rahmen von
Ökobilanzen**

(Vorstudie)

Endbericht – Anhang

von

Dipl. Ing. Stephan Kurth

Dr. Ing. Doris Schüler

Öko-Institut, Institut für angewandte Ökologie e.V.

Freiburg, Darmstadt, Berlin

und

Dipl. Chem. Isa Renner

Prof. Dr. Walter Klöpffer

C.A.U. GmbH Gesellschaft für Consulting und Analytik im
Umweltbereich, Dreieich

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Dezember 2003

Inhaltsverzeichnis

A.	Begriffsdefinitionen.....	1
B.	Bestandsaufnahme – Auswertung erstellter Stoffinventare und Ökobilanzen.....	4
B.1	Auswertung von Sachbilanzdatenbanken.....	4
B.1.1	Ökoinventare für Energiesysteme	4
B.1.2	Ökoinventare für Entsorgungssysteme.....	5
B.1.3	Ökoinventare für Verpackungen.....	6
B.1.4	Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)	7
B.1.5	APME Eco-Profiles – Methodik und Anwendungsfälle Naphtha, Ammoniak, Polyurethan-Precursor, PVC und PET	8
B.1.6	Ecological Profile Report For The European Aluminium Industry.....	9
B.2	Auswertung von Methoden und Literatur zur Wirkungsabschätzung. 10	
B.2.1	Wirkungsabschätzung nach CML 92 und neueren Faktoren von 2001 [16] [36].....	10
B.2.2	Eco-Indicator '99 und DALY	11
B.2.3	Methode des UBA zur Bewertung in Ökobilanzen Version '99 [77].....	12
B.2.4	Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen.....	12
B.2.5	Bericht der Working Group Impact Assessment (WIA-1) SETAC-Europe [81]	16
B.2.6	WIA-2, SETAC-Europe [83]	16
B.2.7	Environmental Assessment of Products Vol 2 [37].....	17
B.2.8	Arbeitsumwelt – in: LCA Documents Vol. 1 LCA Net	18
B.3	Auswertung von Ökobilanzen und Stoffstromanalysen	19
B.3.1	Öko-Bilanz Rapsöl.....	19
B.3.2	Öko-Bilanz der PET-Stoffkreislauf-Flasche und anderer Getränkeverpackungssysteme	20
B.3.3	Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel	21
B.3.4	Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft.....	23
B.3.5	Ökobilanzierung von Verkehrssystemen	23
B.3.6	Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II.....	24
B.3.7	Ökobilanzen für graphische Papiere.....	25
B.3.8	Lebenszyklusanalyse Gentechnik	26
B.3.9	Systematische Auswahlkriterien für die Entwicklung von Verbundwerkstoffen unter Beachtung ökologischer Erfordernisse (EuroMat).....	27
B.3.10	Ökoeffizienzanalyse der BASF	29
B.3.11	Studie Konversion Chlorchemie	31
C.	Auswertung von Datenbanken zu Betriebsstörungen.....	33
C.1	Major Accident Reporting System (MARS [56]), Europäische Gemeinschaft	33
C.2	ZEMA, Umweltbundesamt BRD [85].....	41
C.3	ARIA, Inventaire des accidents technologiques et industriels.....	43

C.4	Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen (Umgang und Beförderung), Statistisches Bundesamt, BRD [67]	47
C.5	Transport von Rohöl - Tankerunfälle, Intertanko	55
C.6	Pipeline-Unfälle, Concawe, EU.....	60

Abbildungsverzeichnis

Abbildung B.1	Betrachtete Umweltwirkungen im Ökoeffizienztool der BASF [11]....	30
Abbildung C.1	Transport von Rohöl mit Tankern von 1971 bis 2000 nach Intertanko [40].....	56
Abbildung C.2	Störungsbedingte Freisetzung von Öl beim Transport mit Tankern von 1970 bis 1999 nach Intertanko [40].....	56
Abbildung C.3	Störungsbedingt freigesetzte Ölmasse und Transportleistung von Rohöl durch Tanker sowie relative Freisetzung nach Grafiken von Intertanko [40].....	58

Tabellenverzeichnis

Tabelle B.1	In Ökoinventare für Energiesysteme [24] betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	4
Tabelle B.2	In Ökoinventare für Entsorgungssysteme betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	6
Tabelle B.3	In Ökoinventare für Verpackungen [25] betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	7
Tabelle B.4	In GEMIS [31] [32] betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	8
Tabelle B.5	In den APME-Sachbilanzdatenbanken betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	9
Tabelle B.6	In Ecological Profile Report For The European Aluminium Industry betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	9
Tabelle B.7	In Wirkungsabschätzung nach CML 92 betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	11
Tabelle B.8	In Eco-Indicator '99 betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	11
Tabelle B.10	In dem Bericht der Working Group Impact Assessment (WIA-1) SETAC-Europe betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	16
Tabelle B.11	In WIA-2, SETAC-Europe betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	16
Tabelle B.12	In Environmental Assessment of Products Vol 2 betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	18
Tabelle B.13	In LCA Documents Vol. 1 LCA Net betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	19

Tabelle B.14	In der Öko-Bilanz Rapsöl betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	20
Tabelle B.15	In der Öko-Bilanz der PET-Stoffkreislauf-Flasche betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	21
Tabelle B.16	In der Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	22
Tabelle B.17	In Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	23
Tabelle B.18	In der Ökobilanzierung von Verkehrssystemen betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	24
Tabelle B.21	In der Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	25
Tabelle B.22	In der Öko-Bilanz für graphische Papiere betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	26
Tabelle B.23	In der Lebenszyklusanalyse Gentechnik betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	27
Tabelle B.25	In „Systematische Auswahlkriterien für die Entwicklung von Verbundwerkstoffen“ betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	29
Tabelle B.26	In der Ökoeffizienz-Analyse betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen	31
Tabelle B.28	In Konversion Chlorchemie betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen.....	32
Tabelle C.1	Übersicht über die Datenbank MARS, Europäische Gemeinschaft.	33
Tabelle C.2	Anzugebende Risk-Phrasen von Stoffen auf dem Gelände der gestörten Anlage nach MARS.....	35
Tabelle C.3	System zur Klassifizierung des „Type Of Accident“ in MARS.....	35
Tabelle C.4	System zur Klassifizierung durch eine Störung bedrohter oder betroffener ökologisch wertvoller Gebiete in MARS	37
Tabelle C.5	System zur Klassifizierung durch eine Störung möglicherweise oder erwiesenermaßen kontaminierte Gebiete in MARS.....	38
Tabelle C.6	System zur Klassifizierung der gestörten Anlagen in MARS	39
Tabelle C.7	Übersicht über die Datenbank der ZEMA [85] beim Umweltbundesamt, BRD.....	41
Tabelle C.8	Übersicht über die Datenbank ARIA, Frankreich.....	43
Tabelle C.9	Quellen der in ARIA registrierten Betriebsstörungen in Frankreich.	44
Tabelle C.10	In ARIA registrierte Betriebsstörungen nach Ort der Störung.....	44
Tabelle C.11	Anzahl der in ARIA registrierten Betriebsstörungen	45
Tabelle C.12	In ARIA registrierte Betriebsstörungen nach Art des Ereignisses ...	45
Tabelle C.13	Informationen zu Auswirkungen der in ARIA registrierten Störungen	46
Tabelle C.14	Übersicht über die Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen.....	48
Tabelle C.15	Übersicht über die Datenbank zu Tankerunfällen von Intertanko....	55

Tabelle C.16	Störungsbedingte Freisetzung von Öl aus Tankern und Transportleistung an Rohöl von Tankern 1971 bis 1999 nach Grafiken von Intertanko.....	57
Tabelle C.17	Die 20 größten Ölfreisetzungen durch Tanker (nach INTERTANKO).....	59
Tabelle C.18	Übersicht über die Datenbank zu Pipelineunfällen von Concawe [15].....	60
Tabelle C.19	Transportleistungen von Mineralölfernleitungen in den westlichen OECD-Staaten nach Concawe [15]	62
Tabelle C.20	Von Concawe veröffentlichte, wesentliche Angaben zu Wirkungen von Unfällen von Mineralölfernleitungen [15].....	62
Tabelle C.21	Für Mineralölfernleitungen nach den von Concawe veröffentlichten Angaben [15] errechenbare Mittelwerte für Wirkungen.....	63
Tabelle C.22	Nach Daten von Concawe [15] für bestimmte Gebietstypen errechenbare mittlere Wirkungen.....	63
Tabelle C.23	Unfälle mit Mineralölpipelines in Europa in 2000 nach Concawe [15]	64
Tabelle C.24	Klassifizierung der Ursachen von Störungen an Mineralölfernleitungen zwischen 1996 und 2000 nach Concawe [15]	65

A. Begriffsdefinitionen

Da in den Themenbereichen Risiko, Störfälle und Betriebsstörungen zahlreiche Begriffe mit unterschiedliche zugrunde liegenden Definitionen gehandhabt werden, werden im folgenden die in der vorliegenden Studien verwendeten Definitionen für folgende Begriffe dargestellt:

- bestimmungsgemäßer Betrieb,
- Betriebsstörung,
- gefährliche Stoffe,
- nicht bestimmungsgemäßer Betrieb,
- Normalbetrieb,
- Risiko und
- Störfall.

Bestimmungsgemäßer Betrieb

Als bestimmungsgemäßer Betrieb wird gemäß der Definition des Technischen Ausschusses für Anlagensicherheit (TAA) von 2001 [69] ein Betrieb verstanden, für den eine Anlage nach ihrem technischen Zweck bestimmt, ausgelegt und geeignet ist. Betriebszustände, die der erteilten Genehmigung, vollziehbaren nachträglichen Anordnungen oder anzuwendenden Rechtsvorschriften nicht entsprechen, gehören nicht zum bestimmungsgemäßen Betrieb. Der bestimmungsgemäße Betrieb umfasst

- den Normalbetrieb einschließlich betriebsnotwendiger Eingriffe, wie die Probenahme einschließlich der Lagerung mit Füll-, Umfüll- und Abfüllvorgängen
- die Inbetriebnahme und den An- und Abfahrbetrieb
- den Probetrieb
- Wartungs-, Inspektions- Instandhaltungs- und Reinigungsarbeiten sowie
- den vorübergehenden Stillstand.

Betriebsstörung

Als Betriebsstörung wird gemäß der Definition des Technischen Ausschusses für Anlagensicherheit (TAA) für „Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs“ von 2001 [69] jede, auch eine bewusst herbeigeführte, sicherheitstechnisch bedeutsame Abweichung vom bestimmungsgemäßen Betrieb zu verstehen.

Gefährliche Stoffe

Als gefährliche Stoffe werden Stoffe bezeichnet, die Schäden am Menschen, Pflanzen und Tieren hervorrufen können. Damit wird dieser Begriff weiter gefasst als die Begriffsdefinition der Störfallverordnung, Stand 26.4.2000 [68], die unter gefährlichen Stoffen folgendes versteht:

Stoffe, Gemische oder Zubereitungen, die in Anhang I und Anhang VII aufgeführt sind oder die dort festgelegten Kriterien erfüllen und die als Rohstoff, Endprodukt, Nebenprodukt, Rückstand oder Zwischenprodukt vorhanden sind, einschließlich derjenigen, bei denen vernünftigerweise davon auszugehen ist, dass sie bei einer Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs anfallen

Nicht bestimmungsgemäßer Betrieb

Als nicht bestimmungsgemäßer Betrieb werden alle Betriebszustände verstanden, die nicht zum bestimmungsgemäßen Betrieb gehören. Hierzu gehören Betriebsstörungen, jedoch nicht die Inbetriebnahme, An- und Abfahrbetrieb, Probetrieb, Wartungs-, Inspektions-, Instandhaltungs- und Reinigungsarbeiten sowie Stillstand.

Normalbetrieb

Als Normalbetrieb wird der bestimmungsgemäße Betrieb (siehe Definition in diesem Kapitel) bezeichnet, in dem Anlage ihrem Zweck entsprechend betrieben wird. Nicht zum Normalbetrieb gehören die Inbetriebnahme, An- und Abfahrbetrieb, Probetrieb, Wartungs-, Inspektions-, Instandhaltungs- und Reinigungsarbeiten sowie Stillstand.

Risiko

Im technisch-naturwissenschaftlichen Zusammenhang wird das Risiko i.d.R. als Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß definiert. Diese ursprünglich aus dem Versicherungswesen stammende vereinfachte Betrachtungsweise ist insbesondere dann umstritten, wenn die so ermittelten Zahlenwerte für unterschiedliche technische Risiken miteinander verglichen werden und wenn, z.B. im politischen oder gesellschaftlichen Diskussionsprozess, auch andere Aspekte einbezogen werden und sollen. Unabhängig davon wird im Folgenden für die Zwecke des Forschungsvorhabens von dieser einfachen Definition ausgegangen. Daraus ergibt sich, dass die beiden genannten Faktoren, „**Eintrittswahrscheinlichkeit**“ und „**Schadensausmaß**“, für eine Charakterisierung technischer Risiken wesentlich sind und somit auch bei der Ermittlung und Bewertung störungsbedingter Risiken verfahrenstechnischer Anlagen genaue Kenntnisse über die entsprechenden Sachverhalte vorliegen müssen.

Störfall

Als Störfall wird ein Störfall im Sinne der Störfallverordnung, Stand 26.4.2000 [68], verstanden:

Ein Störfall ist ein Ereignis, wie z. B. eine Emission, ein Brand oder eine Explosion größeren Ausmaßes, das sich aus einer Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs in einem unter diese Verordnung fallenden Betriebsbereich oder in einer unter diese Verordnung fallenden Anlage ergibt, das unmittelbar oder später innerhalb oder außerhalb des Betriebsbereichs oder der Anlage zu einer ernsten Gefahr oder zu Sachschäden nach Anhang VI Teil 1 Ziffer I Nr. 4 führt und bei dem ein oder mehrere gefährliche Stoffe beteiligt sind.

B. Bestandsaufnahme – Auswertung erstellter Stoffinventare und Ökobilanzen

In den folgenden Unterkapiteln wird die detaillierte Auswertung von Sachbilanzdatenbanken, Methoden und Literatur zur Wirkungsabschätzung, Stoffstromanalysen und Ökobilanzen hinsichtlich der Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs dargestellt. Die Auswertungsmethodik und die zusammenfassenden Ergebnisse sind im Hauptteil der Studie im Kapitel „Bestandsaufnahme – Auswertung erstellter Stoffinventare und Ökobilanzen“ dargestellt.

B.1 Auswertung von Sachbilanzdatenbanken

B.1.1 Ökoinventare für Energiesysteme

Die Ökoinventare für Energiesysteme [24] wurden in der Schweiz erstellt und enthalten Sachbilanzdaten für die für die Schweiz relevanten Energiesysteme innerhalb und außerhalb der Schweiz. Die Datenbank umfasst über 1200 Teilprozesse sowie eine umfangreiche Dokumentation. Eine Übersicht, in welchem Umfang Vorgänge außerhalb des Normalbetriebs berücksichtigt wurden, gibt nachfolgende Tabelle.

Tabelle B.1 In Ökoinventare für Energiesysteme [24] betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	ja	ja
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	ja	ja
Abweichungen vom Normalbetrieb	ja	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	ja	ja
Transportunfälle	ja	ja
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	ja
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	ja
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Grundsätzlich werden in den Ökoinventaren keine Personenschäden betrachtet, sondern nur Umweltemissionen bzw. Umweltschäden. Hierbei werden die anfallenden Emissionen, die nicht dem Normalbetrieb zuzuordnen sind und dennoch bilanziert werden, gemittelt und auf die entsprechende funktionelle Einheit bezogen.

Die Autoren unterscheiden zwischen regelmäßig und selten auftretenden „Störfällen“ bzw. „Unfällen“. Welche Unfälle als regelmäßig auftretendes Ereignis anzusehen sind,

wird über die Grenzhäufigkeit bestimmt. Die Grenzhäufigkeit ist definiert als die Wahrscheinlichkeit, dass ein Unfall pro gelieferter Energieeinheit auftritt. Im Rahmen der Ökoinventare werden Unfälle mit einer Grenzhäufigkeit von mehr als 10 Unfällen pro Energiesystem bei der Deckung des gesamten Welt-Primärenergiebedarfs als regelmäßig auftretende Störfälle eingestuft.

Selten auftretende Störfälle wie beispielsweise Tankerunfälle größeren Ausmaßes werden nicht berücksichtigt, da keine ausreichenden statistischen Mittelwerte vorliegen. Hingegen wurden regelmäßig auftretende Störfälle betrachtet und gegebenenfalls bilanziert. In die Sachbilanz wurden resultierenden die umweltrelevanten Emissionen aufgenommen, wenn ausreichende Daten vorhanden waren und die Emissionen der Störfälle im Vergleich zu den Emissionen aus dem Normalbetrieb so groß sind, dass sie als nicht vernachlässigbar eingestuft wurden.

Beispiele für die Berücksichtigung von regelmäßigen Störfällen in der Bilanz sind Tankerunfälle mittleren Ausmaßes, Gasausbrüche bei der Gasförderung und Ölemissionen durch Pipelinestörfälle. Beispiele für regelmäßige Störfälle, die vernachlässigt werden oder aus Datenmangel nicht berücksichtigt werden sind Gasunfälle in der Ortsgasversorgung, Unfälle im Kohlebergbau oder Störungen der Rauchgasreinigung von Kohlekraftwerken.

Diffuse Emissionen werden teilweise in der Bilanz berücksichtigt. Beispiele hierfür sind Verdampfungsverluste in Raffinerien durch Leckagen bei Produktion, Lagerung oder Umschlag, Erdgas-Leckagen und Emissionen von undichten Ofentüren von Kokereien.

Emissionen aus Unterhalt und Wartung werden teilweise berücksichtigt. Beispielsweise werden im Zusammenhang mit PKW-Emissionen die Emissionen aus Wartungsmaterialien wie Öl, Filter und Bremsklötzen und die Energieverbräuche von Garagen und Autowaschanlagen mitbilanziert.

B.1.2 Ökoinventare für Entsorgungssysteme

Die Studie [25] liefert Grundlagen zur Integration der Entsorgung in Ökobilanzen. Sie enthält Sachbilanzdaten für schweizerische Entsorgungsprozesse für feste und flüssige Abfälle und ermöglicht die Berechnung von abfallspezifischen Entsorgungsmodulen. Dabei werden Sachbilanzdaten dieser Studie mit Datensätzen aus [24] verknüpft.

Methodisch behandelt die Studie Probleme der Allokation. Die Wirkungsabschätzung ist nicht Gegenstand der Studie; eine kurze Darstellung zur Methodik, die sich im wesentlichen auf [16] bezieht, ist enthalten.

Zur Berücksichtigung von Unfällen wird folgende Aussage gemacht:

„Unfälle mit einer jährlichen Häufigkeit von < 10 werden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Dazu zählen Ereignisse, deren Eintreten nicht dokumentiert werden konnte oder die nicht in die Literaturdaten eingeflossen sind. Dies ist einerseits der Fall bei Deponien, bei welchen die Unfälle z. T. nicht bemerkt werden wie z.B. ein Leck in der

Abdichtung. Andererseits kann dies bei KVA (Kehrichtverbrennungsanlagen) der Fall sein, wenn die Funktionstauglichkeit der Anlage nicht gewährleistet ist und erhöhte Konzentrationen freigesetzt aber nicht gemessen werden können.“

Kleinere und häufiger auftretende Unfälle, wie kurzfristig erhöhte Sickerwasserwerte oder Abgaskonzentrationen, die gemessen werden können, wurden z. T. durch die gemittelten Literaturdaten und die Mittelwertbildungen, die in dieser Studie vorgenommen werden, berücksichtigt.“

Bei der Abwasserbehandlung werden kurzfristig erhöhte Ablaufwerte der ARA (Abwasserreinigungsanlage) oder Entlastungen in den Vorfluter bei Überlastung der Kanalisation berücksichtigt.

Für die Daten, die nicht aus den Ökoinventaren für Energiesysteme übernommen werden, gibt die folgende Tabelle eine Übersicht.

Tabelle B.2 In Ökoinventare für Entsorgungssysteme betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	ja
An- und Abfahrzustände	?	nein
Wartung und Reparatur	?	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	ja	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	ja
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein

B.1.3 Ökoinventare für Verpackungen

Die Ökoinventare für Verpackungen [23] wurden in der Schweiz erstellt und enthalten Sachbilanzdaten für Verpackungssysteme. Teilweise wird auf andere Sachbilanzdaten wie die Ökoinventare für Energiesysteme [24], die Ökoinventare für Entsorgungsprozesse [25] und die Datenbanken der APME (1999) [5] zurückgegriffen. Zusätzlich wurden Daten unter der Mitwirkung von Herstellern erhoben und ausgewertet. Eine Übersicht, in welchem Umfang Vorgänge außerhalb des Normalbetriebs und berücksichtigt wurden, gibt nachfolgende Tabelle für die Daten, die nicht auf die Ökoinventare für Energiesysteme, die Ökoinventare für Entsorgungsprozesse oder die APME-Datenbanken zurückgreifen.

Tabelle B.3 In Ökoinventare für Verpackungen [25] betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein

Als ein Entsorgungspfad, der in der Sachbilanz berücksichtigt wird, fällt die illegale Abfallverbrennung in Haushalten auf. Ihre Emissionen werden wie bei anderen Prozessen bilanziert, so dass sich dieser illegale Entsorgungspfad in der Bilanzierung nicht von den anderen Prozessen des Normalbetriebs unterschieden wird.

B.1.4 Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS)

Das Gesamt-Emissions-Modells Integrierter Systeme [30] [31] [32] ist eine EDV-gestütztes Modell zum Vergleich von Energiesystemen und ihrer Unweltauswirkungen. Dem Modell liegt eine Sachbilanzdatenbank zugrunde, die die Energiesysteme von der Primärenergiegewinnung bis zur Nutzenergiebereitstellung abbildet. GEMIS wurde vom Ökoinstitut e.V. erarbeitet und wird laufend aktualisiert. In den einzelnen Versionen wurden Störfälle in unterschiedlichem Maße berücksichtigt. Eine Übersicht, in welchem Umfang Vorgänge außerhalb des Normalbetriebs in der aktuellen Version von 2002 berücksichtigt werden, gibt nachfolgende Tabelle.

Tabelle B.4 In GEMIS [31] [32] betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	ja	ja
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	ja	ja
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein

In der aktuellen GEMIS-Version werden diffuse Emissionen teilweise berücksichtigt wie beispielsweise die Methanemissionen im Kohlebergbau oder Verdampfungsverluste von flüssigem Wasserstoff während des Transports. Gleiches gilt für Betriebsstörungen wie beispielsweise Leckagen von Erdgas-Pipelines. Sowohl für die diffusen Emissionen als auch für die Betriebsstörungen gilt, dass die auftretenden Emissionen und Verluste gemittelt und auf die funktionelle Einheit bezogen werden.

In der ersten GEMIS-Version wurden Risikoaspekte qualitativ berücksichtigt. Für die einzelnen Energieumwandlungsprozesse wurden Risiken genannt, diskutiert und in eine von drei möglichen Kategorien eingeordnet. In der Ergebnisdarstellung wurden die Risiken ohne eine weitere Aggregation dargestellt. Auf eine quantitative Risikobetrachtung wurde aufgrund fehlender Daten verzichtet.

In den Nachfolgeversionen wurde das Risiko-Tool wieder herausgenommen, da es sich im Rahmen von Anwendungen und Schulungen gezeigt hat, dass seitens der Nutzer kein ausreichendes Interesse an dem Risiko-Tool bestand.

B.1.5 APME Eco-Profiles – Methodik und Anwendungsfälle Naphtha, Ammoniak, Polyurethan-Precursor, PVC und PET

Die Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME) hat für zahlreiche Produkte der Petrochemie und der Kunststoffherstellung Sachbilanzdatensätze erarbeitet, die als Eco-Profiles bezeichnet werden. Alle Eco-Profiles basieren auf Durchschnittswerten von mehreren Industrieanlagen und wurden nach einer einheitlichen Methodik erstellt [5]. Die Einbeziehung von Störfällen, Risiken und Abweichungen vom Normalbetrieb ist nicht Gegenstand der Methode. Dementsprechend wird in der nachfolgenden Tabelle bei allen Aspekten die Berücksichtigung des nicht bestimmungsgemäßen Betriebs verneint.

Tabelle B.5 In den APME-Sachbilanzdatenbanken betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein

Da alle Eco-Profiles nach einer einheitlichen Methodik erstellt wurden, gilt die Tabelle auch in vollem Umfang auch für die Eco-Profiles von Naphtha [6], Ammoniak [7], Polyurethan Precursor (TDI, MDI, Polyols) [3], PET [8] und PVC [4].

B.1.6 Ecological Profile Report For The European Aluminium Industry

Die European Aluminium Association (EAA) hat den 'Ecological profile report for the european aluminium industry' [20] erarbeitet. Es handelt sich hierbei um eine Sachbilanz für die Aluminiumherstellung. Störfälle und Risikoaspekte werden nicht genannt, so dass diese Aspekte in der nachfolgenden Tabelle vollständig verneint werden.

Tabelle B.6 In Ecological Profile Report For The European Aluminium Industry betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein

B.2 Auswertung von Methoden und Literatur zur Wirkungsabschätzung

B.2.1 Wirkungsabschätzung nach CML 92 und neueren Faktoren von 2001 [16] [36]

CML hat umfangreiche Charakterisierungsfaktoren zur Wirkungsabschätzung veröffentlicht, die einen sehr weiten Anwenderkreis gefunden haben. [36] liegt als Datei vom September 2001 vor ("Final Draft" eines Buches, das bei Kluwer 2002 erscheinen wird). Es handelt sich dabei um eine Aktualisierung von [16].

In diesem Werk wird die Wirkungskategorie "Casualties" in Abschnitt 4.3.16 behandelt. Das Wort wird im Sinne von "Unfallopfer" gebraucht, wie aus der Definition hervorgeht:

This impact refers to casualties resulting from accidents. The area of protection is human health. In Heijungs et al. (1992) [16] this impact category was referred to as "direct victims", but below this unfortunate term has been replaced by "casualty".

In [16] war vorgeschlagen worden, dass die (ggf.) in der Sachbilanz erhobenen Zahlen ungewichtet in die Wirkungsabschätzung übernommen werden (dimensionslose Anzahl der Unfallopfer pro funktioneller Einheit). Als Begründung dafür wird in [36] angegeben, dass es Anfang der 90er Jahre noch keine Möglichkeit gab, über verschiedenen Arten von Unfallauswirkungen auf Menschen hin zu aggregieren. Dies Möglichkeit besteht jetzt prinzipiell über die disability-adjusted lost life years (DALY). Die DALY-Methode ist in Kap. B.2.2 ausführlicher dargestellt.

Als erfolgversprechender Ansatz wird in Guinée 2001 [36] ein Arbeitspapier [63] zitiert, in welchem die Arbeitsumwelt in die Wirkungsabschätzung einbezogen werden soll. In diesem Ansatz werden Unfälle als Teil der Auswirkungen der Arbeitsumwelt behandelt. Es existiert eine Datenbank innerhalb der dänischen ÖKOBILANZ-Methodik EDIP (vgl. Kap. B.2.7). DALY bietet prinzipiell die Möglichkeit, alle negativen Gesundheitsauswirkungen zu aggregieren. DALY wird als "mid point indicator" für die Kategorie Humantoxizität eingestuft. Eine statistisch abgesicherte Zuordnung von Unfällen zu Produkten könnte in diesem Fall über DALY/Humantox quantitativ in die Wirkungsabschätzung einfließen. Dies wird von den Autoren als eine realistische zukünftige Entwicklung angesehen.

Tabelle B.7 In Wirkungsabschätzung nach CML 92 betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	ja	ja
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.2.2 Eco-Indicator '99 und DALY

Die Eco-Indicator'99-Methode [34] zählt zu den Wirkungsabschätzungsmethoden. Sie wurde in den Niederlanden und in der Schweiz entwickelt und stellt die Auswirkungen von Herstellungsprozessen auf den Menschen und das Ökosystem in Form eines Indikatorwertes dar. Aufbauend auf der Sachbilanz werden die Umweltauswirkungen zunächst zu den folgenden drei Wirkungsfaktoren aggregiert:

- Beeinträchtigung der fossilen und mineralischen Ressourcen
- Beeinträchtigung des Ökosystems
- Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit.

Diese drei Wirkungsfaktoren werden schließlich zu einem einzigen Indikatorwert aggregiert.

Die Einbeziehung von Störfällen und Risiken ist nicht Gegenstand der Methode. Dementsprechend wird in der nachfolgenden Tabelle bei allen Aspekten die Berücksichtigung des nicht bestimmungsgemäßen Betriebs verneint. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass auf der Sachbilanzebene unabhängig von der gewählten Wirkungsabschätzungsmethode jederzeit Emissionen aus dem nicht bestimmungsgemäßen Betrieb mitbilanziert werden können, sofern diese auf die funktionelle Einheit bezogen werden.

Tabelle B.8 In Eco-Indicator '99 betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Die Kategorie „Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit“ wird abschließend noch kurz vorgestellt, weil sich hier evtl. Anknüpfungspunkte für die Einbeziehung von Unfallrisiken ergeben. Der entsprechende Gesundheitsindikator wird ausgedrückt als Disability-Adjusted-Life-Years (DALYs), was sich mit Anzahl von Invaliditätswerten übersetzen lässt. Er steht für die Gesamtsumme von gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch Krankheit, Verletzungen und vorzeitigen Tod. Die gesundheitlichen Beeinträchtigungen werden je nach Schwere der Krankheit gewichtet. Entwickelt wurde der

Indikator DALY von der Weltbank und der WHO. Im Eco-Indikator'99 werden folgende gesundheitliche Beeinträchtigungen berücksichtigt:

- Krankheiten als Folge des Klimawechsels,
- Krebs durch Strahlung,
- Krebs- und Augenschäden durch den Abbau der Ozonschicht,
- Atemwegserkrankungen und
- Krebs durch toxische Substanzen.

Unfälle werden nicht berücksichtigt.

B.2.3 Methode des UBA zur Bewertung in Ökobilanzen Version `99 [77]

Die Methode des Umweltbundesamtes umfasst Normierung und Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien als Bestandteile einer Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 und die Auswertung nach ISO 14043. Sie ist prinzipiell auf alle Wirkungskategorien, für die eine Modellierung zu Klassifizierung und Charakterisierung nach ISO 14042 durchgeführt wird, anwendbar. Die Wirkungskategorien, für die im Anhang 1 des Berichtes die Grundlagen zur Einstufung der ökologischen Gefährdung und des "distance to target", insbesondere die "Direkte Gesundheitsschädigung" und die "Direkte Schädigung von Ökosystemen" sind geeignet, auch Interventionen zu behandeln, die in der Sachbilanz unter Berücksichtigung von Betriebszuständen außerhalb des Normalbetriebs bilanziert werden, auch wenn dies nicht Gegenstand der Methodenentwicklung war.

B.2.4 Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen

In dieser Studie [49] wurde zur Einbindung der Risiken durch die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in die Wirkungsabschätzung von zwei Optionen ausgegangen.

1. Zuordnung der mit der gentechnischen Veränderung verbundenen möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu bestehenden Wirkungskategorien und Versuch der Quantifizierung innerhalb der existierenden Charakterisierungsmethoden.
2. Schaffung einer neuen Wirkungskategorie "Auswirkungen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen".

Da sich die erste Option als nicht praktikabel erwies, wurden erste Schritte zur Entwicklung einer neuen Wirkungskategorie "Gentechnik" unternommen. Diese Wirkungskategorie sollte die Risiken durch die Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen im Rahmen des landwirtschaftlichen Anbaus abbilden und den Vergleich verschiedener gentechnisch veränderter Nutzpflanzen untereinander erlauben.

Auf verschiedenen Ansätzen zur Risikoabschätzung für transgene Nutzpflanzen aufbauend, wurde für eine eigene Kategorie Gentechnik im Rahmen der ÖKOBILANZ ein Schema entwickelt, welches es langfristig ermöglichen soll, eine Art „Risiko“-Maßzahl für die kumulierten Wirkungen einer transgenen Pflanzen auf die verschiedenen Schutzgüter (vgl. WIA 2 [83]), die im Rahmen der ÖKOBILANZ betrachtet werden, zu erhalten und die mit in die Gesamtbewertung einbezogen werden kann. Ein allgemeines Schema ist in der folgenden Tabelle B.22 (Zitat aus [49]) dargestellt:

Tab. B-2: Vorschlag zur Charakterisierung der Risikokategorien, nach [66] erweitert und angepasst (Teil 1)

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Durchwuchs/durch Diasporenausbreitung	Dd0 = keine Diasporenausbreitung (Samen sind steril oder nicht winterhart) Dd1 = Diasporenausbreitung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich Dd2 = Diasporenausbreitung unter günstigen Bedingungen möglich Dd3 = Diasporenausbreitung findet statt, Fruchtbildung normalerweise unterdrückt Dd4 = Diasporenausbreitung ist bedeutend, Fruchtbildung erfolgt bei Kultivierung Dd5 = Diasporenausbreitung ist die Regel, Fruchtbildung erfolgt häufig und mit hoher Effektivität		
Durchwuchs durch vegetative Vermehrung	Dv0 = keine vegetative Vermehrung möglich Dv1 = vegetative Vermehrung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich Dv2 = vegetative Vermehrung unter günstigen Bedingungen möglich Dv3 = vegetative Vermehrung die Regel		
Hybridisierung und Pollenausbreitungsmöglichkeiten mit Wildpflanzen	Dp0 = keine verwandten Wildpflanzen vorhanden Dp1 = keine kompatiblen verwandten Wildarten vorhanden Dp2 = keine Berichte über spontane Hybriden vorhanden Dp3 = Auftreten zufälliger, natürlicher Hybride, keine Rückkreuzungen beobachtet Dp4 = natürliche Hybridisierung, Hybride sind fertil und zeigen Rückkreuzungen Dp5 = natürliche Hybridisierung häufig, Hybride sind fertil und zeigen häufig Rückkreuzungen		
Hybridisierung Nutzpflanze/ Nutzpflanze	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Resistenzentwicklung Zielorganismen	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Wirkungen auf Nichtzielorganismen und über die Nahrungskette	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		

Tab. B-2: Vorschlag zur Charakterisierung der Risikokategorien, nach [66], erweitert und angepasst (Teil 2)

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Bodenwirkungen	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Wirkungen der Klonierung			
Übertragene Gene			
Antibiotikaresistenzgene	Ohne Bedeutung in der Human – oder Tiermedizin und in der Landwirtschaft = 0 Bedeutung als Pflanzenschutzmittel bei bakteriellen Pflanzenkrankheiten = 1 Gewisse Bedeutung in der Human- und/oder Tiermedizin = 2 Wichtig in der Human- und/oder Tiermedizin (mindestens in bestimmten Anwendungsfeldern) = 3		
Gesundheitliche Wirkungen	bisher liegt kein Vorschlag vor		
Summe			Ergebnis: Risiko- maßzahl

Zur Ermittlung des Charakterisierungsfaktors für eine bestimmte transgene Nutzpflanze werden aus den Eintrittswahrscheinlichkeiten für die einzelnen Risikokategorien anhand von Ausbreitungswahrscheinlichkeit in einer definierten Klimazone oder der Anzahl der übertragenen Fremdgene Risikozahlen festgelegt (vgl. Spalte Wirkungsabschätzung). Die ermittelten Risikozahlen werden mit der Anzahl der jeweils betroffenen Schutzgüter multipliziert. Anschließend werden die Ergebnisse für die einzelnen Risikokategorien zur sogenannten Risikomaßzahl aufaddiert. Die Risikomaßzahl dient für die weitere Ökobilanzierung als Charakterisierungsfaktor.

Betroffene Schutzgüter können hier sein:

- natürliche Umwelt,
- menschliche Gesundheit,
- vom Menschen geschaffene Umwelt.

Datengrundlage für die Einstufung bilden die Antragsunterlagen. In der Sachbilanz wird die Anbaufläche (bzw. das Produkt aus Fläche und Nutzungsdauer) der transgenen Pflanze, bezogen auf die funktionelle Einheit, ermittelt. Das Indikatorergebnis erhält man durch Multiplikation mit dem entsprechenden Charakterisierungsfaktor.

B.2.5 Bericht der Working Group Impact Assessment (WIA-1) SETAC-Europe [81]

Der Endbericht der ersten Arbeitsgruppe Impact Assessment von SETAC-Europe ("WIA-1") bringt die Wirkungskategorie "Casualties" an letzter Stelle als Merkposten. Die Wirkungskategorie wird nicht erläutert und es wird auch kein Indikator bzw. keine Charakterisierungsmethode vorgeschlagen.

Tabelle B.10 In dem Bericht der Working Group Impact Assessment (WIA-1) SETAC-Europe betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	ja
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.2.6 WIA-2, SETAC-Europe [83]

Im Endbericht der zweiten Arbeitsgruppe Impact Assessment von SETAC-Europe ("WIA-2") wird "Casualties" als Wirkungskategorie nicht erwähnt. Der Suchbegriff "risk" bringt zahlreiche Stellen, die meisten Erwähnungen beziehen sich jedoch auf das klassische "risk assessment" oder "hazard and risk assessment" im Sinne der Chemikalienbewertung. Weitere Stellen beziehen sich auf "risk of ecosystem degradation" und ähnliche Zusammensetzungen.

An einer Stelle wird im abschließenden Kapitel unter dem Suchbegriff "accidents" auf Autounfälle eingegangen, genauer auf den Materialschaden bei solchen Unfällen. Die Frage, inwieweit auf negative Auswirkungen von Produktsystemen innerhalb der Technosphäre (wozu Autounfälle zu zählen sind) in der Wirkungsabschätzung einzugehen ist, wurde in der Arbeitsgruppe sehr kontrovers diskutiert [47]. Im Bericht wird ausgesagt, dass derartige Informationen Teil der Sachbilanz sein können, in der Wirkungsabschätzung aber nicht bewertet werden sollen. Der Grund dafür liegt in der Auffassung, dass in der Wirkungsabschätzung **Umweltauswirkungen** gewichtet und aggregiert werden sollen, d.h. Auswirkungen technischer Prozesse auf die Umwelt und Rückwirkungen von Emissionen etc. auf die menschliche Gesundheit. Die Diskussion, die sich in der Endphase von WIA-2 über E-Mail geführt wurde, ist vollständig in [47] dokumentiert.

Tabelle B.11 In WIA-2, SETAC-Europe betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.2.7 Environmental Assessment of Products Vol 2 [37]

Die beiden Bände "Environmental Assessment of Products" können als ausführliche Darstellung der dänischen EDIP (Environmental Design of Industrial Products) Methode angesehen werden, die in enger Zusammenarbeit von Firmen der elektromechanischen Industrie mit der TU Lyngby und der dänischen EPA (Sponsor) entwickelt wurde. Sie unterscheidet sich von der klassischen Ökobilanz nach SETAC und ISO vor allem durch die Einbeziehung der "Arbeitsumwelt" in die Wirkungsabschätzung. Der Grund dafür liegt in der in Dänemark und in den anderen skandinavischen Staaten verbreitete Auffassung, dass zwischen Arbeitsumwelt und (äußerer) Umwelt kein gravierender Unterschied besteht. Damit soll eine Verschiebung der Belastungen aus der Umwelt in die Produktionsstätten verhindert bzw. rechtzeitig erkannt werden.

In Kapitel 9 (Band 2) werden Arbeitsunfälle als eine "Wirkung" (impact) unter 10 ausgewählten Wirkungen aufgeführt. Die zugehörige Wirkungskategorie heißt "Risk of accidents", der potentielle Effekt "bodily injury". Es werden alle Unfälle gezählt, die zu einer mehr als eintägigen Abwesenheit vom Arbeitsplatz führen.

Die Quantifizierung beruht auf statistischen Daten in Dänemark (1984-94):

- 50.000 gemeldete Arbeitsunfälle pro Jahr,
- 19 Unfälle pro 1000 Beschäftigten pro Jahr, oder
- 12 Unfälle pro eine Million Arbeitsstunden.

Nicht enthalten in diesen Zahlen ist eine vermutete hohe Dunkelziffer (Vermutung für 1992: 140.000 statt ca. 45.000 gemeldete Unfälle).

Die übrigen Wirkungen, die in dieser Methode (EDIP) betrachtet werden, sind:

- Lärm und Vibrationen,
- Druckänderungen,
- Nicht-ionisierende Strahlung,
- Ionisierende Strahlung,
- Thermische Wirkungen,
- Wirkungen auf den Muskel-Skelettapparat,
- Chemische Wirkungen,
- Biologische Faktoren,
- Psychologische Faktoren.

Alle genannten Wirkungen sollen auf die einzelnen Prozesse bezogen werden und sind somit prinzipiell auf die funktionelle Einheit zu beziehen (Voraussetzung der Behandlung innerhalb der Ökobilanz). Wirkungen außerhalb der Landesgrenzen können theore-

tisch mit derselben Methodik erfasst werden, allerdings dürfte die Datenbeschaffung - innerhalb der Sachbilanz - über Landes- und Kulturgrenzen hinweg große Schwierigkeiten bereiten.

Tabelle B.12 In Environmental Assessment of Products Vol 2 betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	ja	ja
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.2.8 Arbeitsumwelt – in: LCA Documents Vol. 1 LCA Net

Eine Arbeitsgruppe des European Network for Strategic Life-Cycle Assessment Research and development (LCANET) beschäftigte sich mit dem Thema Arbeitsumwelt. Verschiedene Methodenvorschläge zur Einbeziehung des Arbeitsschutzes in die Ökobilanz (WE-LCA methods) wurden mit den folgenden Zielen untersucht:

- Beurteilung der Eignung der existierenden WE-LCA Methoden in bezug auf ihre Anwendung.
- Beurteilung und Möglichkeiten zur Erweiterung des geographischen Rahmens der existierenden Methoden.
- Beurteilung der Sensitivität von WE-LCA Ergebnissen für die gewählten Systemgrenzen.

Zum Thema "Unfälle" werden folgende Expositionsarten unterschieden:

- Maschinen,
- Handwerkzeuge,
- andere technische Ausrüstungen,
- "Handling structures, blanks" (?),
- „Fahrzeuge (interner und externer Transport),
- Feuer,
- Explosionen,
- Undichtigkeiten (leaks).

Diese und ähnlich Aufzählungen zu den anderen Parametern (offenbar von EDIP entlehnt, vgl. Kap. B.2.7) werden von keinen Operationalisierungsvorschlägen begleitet, auch wenn Listen von offensichtlichen Schäden (bis hin zum Tod) erstellt wurden. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass sich die existierenden WE-LCA Methoden zur

Integration in die Ökobilanz eignen. Abgesehen von Arbeitsunfällen, wird nicht zwischen dem Normalbetrieb und sonstigen Betriebszuständen unterschieden.

Die sieben Methoden, auf die im Text Bezug genommen wird, sind im Anhang 5 aufgezählt:

1. Chem-methodology (NL)
2. EDIP-methodology (DK)
3. IVF-methodology (S)
4. IVL-methodology (S)
5. MUP-methodology (DK)
6. PVC-methodology (DK)
7. STØ-methodology (N)

Die Methoden werden nicht inhaltlich beschrieben, die Zitate beziehen sich meist auf landessprachliche Berichte und andere graue Literatur. Ausnahmen sind: EDIP [37; 62], IVF [12] und IVL [2].

Tabelle B.13 In LCA Documents Vol. 1 LCA Net betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	ja
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.3 Auswertung von Ökobilanzen und Stoffstromanalysen

B.3.1 Öko-Bilanz Rapsöl

Bei der Öko-Bilanz Rapsöl bzw. Rapsölmethylester als Ersatz von Dieselmotorkraftstoff (Öko-Bilanz Rapsöl) von 1993 [29] handelt es sich um keine Öko-Bilanz und um keine Sachbilanz im Sinne der ISO 14040, sondern um eine vergleichende Untersuchung von Umweltbelastungen durch Rapsöl- und Dieselmotorkraftstoffe. Die Öko-Bilanz Rapsöl wird hier dennoch kurz aufgeführt, da in der Untersuchung einige Aspekte des nicht-bestimmungsgemäßen Betriebs angesprochen werden.

Tabelle B.14 In der Öko-Bilanz Rapsöl betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	ja
An- und Abfahrzustände	ja	ja
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	ja
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

An- und Abfahrzustände von PKWs und Traktoren werden hinsichtlich der Emissionen und Kraftstoffverbräuche berücksichtigt.

Öleinträge in die Meere durch Tankerunfälle und diffuse Emissionen – hier Verdunstungsverluste und Verdunstungsemissionen - werden diskutiert und wegen der geringen Mengen als nicht relevant angesehen.

Im Textteil werden Risiken durch gentechnisch veränderten Raps genannt, jedoch nicht bewertet.

B.3.2 Öko-Bilanz der PET-Stoffkreislauf-Flasche und anderer Getränkeverpackungssysteme

Die Öko-Bilanz der PET-Stoffkreislauf-Flasche und anderer Getränkeverpackungssysteme [39] vergleicht Verpackungssysteme für Mineralwasser und Limonaden und untersucht insbesondere das PET-Stoffkreislaufsystem.

Die Öko-Bilanz geht von mittleren normalen Betriebsbedingungen aus, so dass in der nachfolgenden Tabelle die Berücksichtigung aller Aspekte des nicht bestimmungsge-
mäßigen Betriebs verneint wird.

Tabelle B.15 In der Öko-Bilanz der PET-Stoffkreislauf-Flasche betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Risiken und Störfälle werden bewusst nicht berücksichtigt mit der Begründung, dass derzeit nur ein begrenztes methodisches Repertoire zur Verfügung steht. Es wird weiterhin darauf verwiesen, dass im Rahmen des DIN/NAGUS vorgeschlagen wurde, die allgemeinen Risiken erst in der Auswertung zu berücksichtigen, wobei hier jedoch konkrete Handlungsvorschläge vorlagen.

B.3.3 Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel

Die Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel [35] umfasst die Öko-Bilanz Waschen und Waschmittel, die nach international üblichem Stand der Ökobilanzmethodik durchgeführt wurde, und eine Stoffstromanalyse für die mit dem Waschen verbundenen Aufwendungen. Risikoaspekte sind im Rahmen der Arbeit diskutiert und im Text, wie die nachfolgende Tabelle zeigt, dokumentiert worden.

Tabelle B.16 In der Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	ja
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	ja
Berufskrankheiten	nein	ja
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Die Risiken gentechnisch erzeugter Waschmittelenzyme wurde nicht in der Öko-Bilanz berücksichtigt, jedoch wurden parallel zur Öko-Bilanz Diskussionsforen zu dem Thema veranstaltet. Dennoch wurde in der Projektwerkstatt, die die Öko-Bilanz begleitet hat, in der Frage der Kennzeichnung gentechnisch hergestellter Enzyme kein Konsens gefunden.

Weiterhin wurde die Einbeziehung der Arbeitsumwelt in die Öko-Bilanz intensiv diskutiert. Es fand eine Literatursauswertung zu dem Thema statt, in der Verfahrensvorschläge für die quantitative und qualitative Berücksichtigung der Arbeitsumwelt in Ökobilanzen zusammengestellt wurden. Als grundsätzliches Problem wurden die großen Schwierigkeiten bei der Datenermittlung genannt.

Für den konkreten Anwendungsfall der Waschmittel wurde festgestellt, dass aufgrund der komplexen Zusammensetzung von Waschmitteln und der über viele Länder und Produktionsstätten verteilten Produktionen, Transporte etc. eine adäquate Behandlung des Arbeitsumfelds schwer möglich ist. Als Schlussfolgerung wurde darum festgehalten, dass bei der Ökobilanzierung von Waschmittelinhaltsstoffen lediglich eventuelle ‚Hot Spots‘ der Arbeitswelt qualitativ beschrieben werden sollten. Aufgrund der bis dahin schon weitgehend abgeschlossenen Ökobilanzen wurde dies jedoch nur noch für einen kleinen Teilbereich durchgeführt.

Die Betrachtung weiterer Risiken und Störfälle ist bewusst ausgeschlossen worden mit der Begründung,

- dass Risiken nicht quantitativ oder nur mit erheblichem Aufwand quantitativ beschrieben werden können und
- dass bei parallelen Studien zu den Waschmittelinhaltsstoffen Risikoaspekte nicht behandelt wurden.

B.3.4 Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft

Der Bericht Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft [33] umfasst Grundlagen und Methoden zur Anwendung der Ökobilanzmethodik zur Umsetzung des Kreislaufwirtschaftsgedankens und zwei Fallbeispiele zur Verwertung und Entsorgung von Altreifen und Kühlschränken. Risikoaspekte wurden lediglich in einem Fallspiel aufgegriffen.

Tabelle B.17 In Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	ja
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Als einziger Aspekt zu Abweichungen vom Normalbetrieb wurde beim Fallspiel ‚Entsorgung von Kühlschränken‘ die mögliche Freisetzung von FCKW in der Schwel-Brenn-Anlage aufgenommen. Bei einem Anlagenstillstand würde die FCKW-haltige Abluft unverbrannt über den Schornstein abgeführt werden. Es fand keine quantitative Abschätzung der Wahrscheinlichkeit des Anlagenstillstands und der daraus resultierenden Emissionen statt. Stattdessen wurde die Öko-Bilanz nur für den Normalbetriebs durchgeführt, und der Risikoaspekt wurde in der Ergebnisdarstellung qualitativ benannt.

B.3.5 Ökobilanzierung von Verkehrssystemen

Die Studie Ökobilanzierung von Verkehrssystemen beinhaltet eine Öko-Bilanz nach ISO 14040 für den Güterverkehr in der BRD und der sekundären Stickoxidminderung [10]. Risiko- und Störfallaspekte werden nicht betrachtet wie die nachfolgende Tabelle zeigt.

Tabelle B.18 In der Ökobilanzierung von Verkehrssystemen betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	ja	ja
An- und Abfahrzustände	ja	ja
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Diffuse Emissionen werden stellenweise berücksichtigt, beispielsweise bei Verlusten in Erdgaspipelines. Der instationäre Betrieb von Fahrzeugen wird bezüglich der Emissionen und Kraftstoffverbräuche berücksichtigt.

B.3.6 Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II

In der Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II [78, 79] wurden im Auftrag des Umweltbundesamts Getränkeverpackungen von alkoholfreien Getränken und Wein untersucht.

Die Öko-Bilanz geht von mittleren normalen Betriebsbedingungen aus, so dass in der nachfolgenden Tabelle die Berücksichtigung aller Aspekte des nicht bestimmungsgemäßen Betriebs verneint wird.

Tabelle B.20 In der Öko-Bilanz für Getränkeverpackungen II betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	ja	ja
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Risiken und Störfälle wurden nicht berücksichtigt. Diffuse Emissionen wurden vom Grundsatz her berücksichtigt, wobei im Textteil darauf hingewiesen wurde, dass in der Regel keine ausreichenden Daten zu den diffusen Emissionen zur Verfügung standen.

B.3.7 Ökobilanzen für graphische Papiere

Die Öko-Bilanz für graphische Papiere [71] ist eine Öko-Bilanz nach ISO 14040 mit einer Rangbildung der Wirkungskategorien nach der UBA-Bewertungsmethode für Ökobilanzen, Version 99 [77]. Sie wurde durch eine Projektgemeinschaft bestehend aus mehreren Instituten und dem Umweltbundesamt erstellt. Es handelt sich um eine sehr komplexe Ökobilanz, die u. a. mit hohem Aufwand für die Sachbilanzerstellung von der Holgewinnung bis hin zu Altpapierentsorgung verbunden war. Weiterhin wurde im Rahmen des Projekts die Ökobilanzmethode im Bereich der Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ erweitert.

Für die Energieversorgung und die Bereitstellung von Hilfsstoffen wurde auf die Datenbanken GEMIS, Ökoinventare für Energiesysteme und APME-Datenbanken zurückgegriffen. Datenerhebungen fanden u. a. für die Papierherstellung, die Papierverarbeitung und die Altpapierentsorgung statt. Aspekte des nicht bestimmungsgemäßen Betriebs wurden nicht aufgegriffen, so dass in der nachfolgenden Tabelle die Berücksichtigung dieser Aspekte verneint wird.

Tabelle B.21 In der Öko-Bilanz für graphische Papiere betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	ja	ja
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.3.8 Lebenszyklusanalyse Gentechnik

Die Ökobilanzierung wurde unter Federführung der C.A.U. GmbH zusammen mit dem Öko-Institut e.V., Freiburg im Breisgau, und der Österreichischen Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung (ÖVAV), Wien, im Auftrag des österreichischen Umweltbundesamt in Wien erstmals auf den Vergleich verschiedener Anbauformen von zwei Nutzpflanzen (Mais und Winterraps) angewendet [48]. Dabei sollte insbesondere ermittelt werden, ob sich durch den Einsatz gentechnisch veränderter Organismen (GVO) ökologische Vorteile gegenüber dem konventionellen und biologischen Landbau ergeben.

Der wichtigste verwendete generische Datensatz entstammt den an der ETH Zürich entwickelten „Ökoinventaren für Energiesysteme“ [24]. Insofern wurden auch die darin enthaltenen Daten zu mit übernommen. Die Infrastruktur wurde miteinbezogen, d.h. es wurde beispielsweise auch die Herstellung und Wartung der Landmaschinen bilanziert.

Bei landwirtschaftlichen Produkten und Systemen sind nicht nur die üblicherweise erhobenen Emissionen in Luft und Oberflächengewässer, sondern auch die diffusen Emissionen in Boden und Grundwasser (Stickstoff- und Phosphorverluste, Schwermetalle aus Düngemitteln, Pestizide) zu berücksichtigen. Daten hierzu sind in der Studie enthalten und wurden auch in der Wirkungsabschätzung ausgewertet.

Bei der Wirkungsabschätzung der GVO-Ökobilanz mussten neue Wege beschritten werden, weil die Indikatormethode nach ISO 14042 auf die hier zentrale Frage der potentiellen Auswirkungen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen noch nicht anwendbar war. Es wurde daher eine Kombination aus "klassischer" Wirkungsabschätzung nach ISO 14042 (mit Wirkungskategorien wie beispielsweise Treibhauseffekt oder Versauerung) und verbaler (qualitativer) Risikobetrachtung entwickelt and angewendet, um die

Risiken der gezielten Freisetzung von gentechnisch veränderten Nutzpflanzen in die Wirkungsabschätzung einzubeziehen. Diese Methode wurde als Übergangslösung betrachtet, bis eine mit der Norm übereinstimmende Indikatormethode entwickelt ist. Erste Ansätze dazu wurden in einem Folgeprojekt entwickelt und veröffentlicht [49], das in Kap. B.3.8 dargestellt ist.

Tabelle B.22 In der Lebenszyklusanalyse Gentechnik betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	ja	ja
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	ja	ja
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

B.3.9 Systematische Auswahlkriterien für die Entwicklung von Verbundwerkstoffen unter Beachtung ökologischer Erfordernisse (EuroMat)

Im Rahmen eines F+E-Vorhabens [26], an dem mehrere Institutionen beteiligt waren, wurde ein Bewertungsinstrument entwickelt, das Konstrukteure und Produktentwickler bei der Materialauswahl für Bauteile unterstützen soll. Kriterien für die Beurteilung von Werkstoffen, die über den gesamten Lebensweg eines Bauteils untersucht werden, sind

- Technische Eigenschaften (hinsichtlich eines Anforderungsprofils)
- Verarbeitungseigenschaften
- Recyclingverhalten
- Eigenschaften hinsichtlich des Arbeitsschutzes
- Umwelteigenschaften
- Life Cycle Costing
- Risikopotentialanalyse.

Je nach gewünschter Bearbeitungstiefe stehen bis zu fünf Iterationen mit zunehmendem Detaillierungsgrad zur Verfügung.

Die im Rahmen des Projektes neu entwickelte Methode der Risikopotentialanalyse, auf die später noch genauer eingegangen werden wird, bewertet Chemikalien, die in Prozessen entlang des Lebensweges verwendet werden, anhand ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften. Sie unterscheidet sich damit vom Punkt "Eigenschaften hinsichtlich des Arbeitsschutzes", der formal durch die Scoringsysteme eine gewisse Ähnlichkeit aufweist, aber auf den toxischen Eigenschaften der im Produktionsprozess eingesetzten Stoffe aufbaut. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften zur Abschätzung des Risikopotentials beziehen sich z.B. auf explosive und brandfördernde Eigenschaften der eingesetzten Stoffe (R-Sätze). Die Stoff-Risiken werden durch einfache Addition zu Prozess-Risiken zusammengefasst. Das Prozess-Risiko wird ab der 2. Iteration auf eine zu spezifizierende Masse des Outputs bezogen. Die Methode eignet sich daher prinzipiell zur Integration in die Ökobilanz, indem der Massenbezug zur funktionellen Einheit hergestellt wird. Die Methodik ist auch durch ihren Lebensweg-Bezug mit der Ökobilanz verträglich, da die Risikopotentiale zumindest für die wichtigsten Stoffe und Prozesse über den gesamten Lebensweg aufsummiert werden. Durch eine geeignete Normierung wird verhindert, dass eine unterschiedliche Anzahl von Prozessen in zu vergleichenden Materialien zu höheren oder niedrigeren Scores führt.

Während eine vollständige Risikoanalyse auf einer Analyse der am Prozess beteiligten Stoffe **und** der konkreten Anlage beruht, wird bei der Risikopotentialanalyse nach EuroMat nur die stoffliche Seite bewertet. Allerdings können in höheren Iterationen auch Risikofaktoren wie (sehr) hohe Temperaturen mitbewertet werden. Auf eine Einbeziehung der Anlagen wurde bewusst verzichtet, da man bei der Materialauswahl nach EuroMat - ähnlich wie bei der Ökobilanz - meist mit generischen Angaben (also Mittelwerten) auskommen muss, konkrete Einzelfälle (Anlagen) können daher nicht berücksichtigt werden.

Die Methodik ist, wie EuroMat insgesamt, iterativ (5 Stufen) aufgebaut. Sie ist **nicht** in die Ökobilanz integriert, die ebenfalls iterativ mit steigender Komplexität zu höheren Stufen hin, den Umweltaspekt der Materialien abbildet. Da sie auch nicht in die Grundversion der in Entwicklung befindlichen Software integriert ist, handelt es sich um einen optionalen Bestandteil von EuroMat.

Tabelle B.24 In „Systematische Auswahlkriterien für die Entwicklung von Verbundwerkstoffen“ betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	nein
An- und Abfahrzustände	nein	nein
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	nein
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	nein
Arbeitsunfälle	ja	ja
Berufskrankheiten	ja	ja
"Unfälle beim Verbraucher"	ja	ja
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	ja	ja
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	ja	ja
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	ja	ja

Eine weitere vertiefte Betrachtung der EuroMat-Methodik befindet sich im Hauptteil im Kapitel „Auswertung bestehender Risikoermittlungs- und -bewertungsverfahren“.

B.3.10 Ökoeffizienzanalyse der BASF

Die Ökoeffizienzanalyse ist ein von der BASF angewandtes und praktiziertes Verfahren zur Quantifizierung der Nachhaltigkeit von Produkten und Prozessen (Saling et al. 2002). Es handelt sich um keine Ökobilanzierung im Sinne der DIN/ISO 14040, jedoch sind in der Methode Elemente der ÖKOBILANZ enthalten. Das Verfahren zielt immer auf den Vergleich alternativer Produkte und Prozesse, so dass keine absoluten, sondern relative Werte ermittelt werden. Wie bei der Ökobilanzierung auch, wird der Lebensweg eines Produkts betrachtet und in Module unterteilt. Für jedes Modul werden folgende Größen, wie auch Abbildung B.1 zeigt, ermittelt: Luft- und Wasseremissionen, Lärm, Abfall, Toxizitätspotential und Risiko- und Missbrauchspotential.

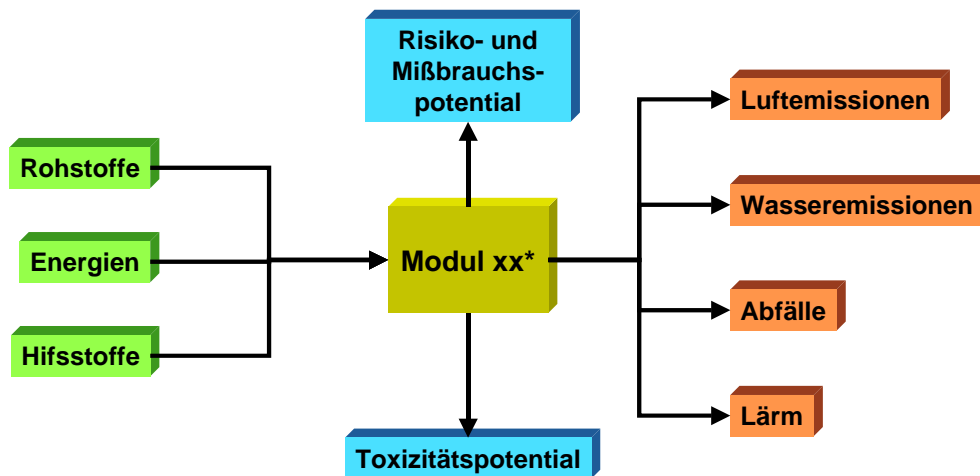


Abbildung B.1 Betrachtete Umweltwirkungen im Ökoeffizienztool der BASF [11]

Die Vorgehensweisen bei der Ermittlung des Toxizitätspotentials und des Risiko- und Missbrauchspotentials werden im folgenden kurz dargestellt.

Zur Ermittlung des **Toxizitätspotentials** der verwendeten Stoffe werden die EG-Einstufungen nach Gefahrstoffverordnung (R-Sätze) verwendet. Es erfolgt in Abhängigkeit des R-Satzes eine qualitative Einstufung des Toxizitätspotentials in 5 Stufen. Den einzelnen Stufen sind Bewertungspunkte zugeordnet, die die Toxizität der Chemikalie abbilden sollen. Das zugrunde liegende Bewertungssystem, das den 5 Stufen verschiedene Bewertungspunkte zuordnet, wurde auf Basis von Umfragen bei BASF-Mitarbeitern und Toxikologiestudenten erstellt. Nach der Einstufung werden die Bewertungspunkte für jede Chemikalie mit der verwendeten Menge multipliziert. Das Ergebnis ist das Toxizitätspotential für die jeweilige Chemikalie im jeweiligen Modul. Abschließend werden die Toxizitätspotentiale für alle Chemikalien aller Module gewichtet aufaddiert. Die Wichtung erfolgt folgendermaßen: Die einzelnen Module werden nach Herstellung, Nutzung und Entsorgung aufgeteilt. Da aus Sicht des Endverbrauchers die Nutzenphase die wichtigste Phase darstellt, wird diese mit 70% gewichtet. Die Herstellungsphase wird mit 20% gewichtet und die Entsorgung mit 10%.

Bisher enthält das Bewertungsmodell keine Berücksichtigung der Expositionssituation. Es wird jedoch vorgeschlagen, das Modell um einen Expositionsfaktor zu erweitern, der das Produktionsvolumen, die Art der Handhabung und mögliche Expositionspfade berücksichtigt [54].

Das **Missbrauchs- und Risikopotential** spiegelt Gefahren von Unfällen in der Herstellung, dem Gebrauch und der Entsorgung des Produkts wider. Als Ergebnis werden auch

hier nur vergleichende Zahlen ermittelt. Die zugrundelegende Definition des Risikopotentials lautet innerhalb der Ökoeffizienz-Terminologie:

Risikopotential = Ausmaß der Folgen x Eintrittswahrscheinlichkeit.

Vom Anwender des Ökoeffizienztools werden zunächst mögliche Risiken entlang des gesamten Lebensweges identifiziert. Dann erfolgt die Bestimmung von Faktoren für das Ausmaß der Folgen und die Eintrittswahrscheinlichkeit. Für die Festlegung der Faktoren liegt keine Methode zugrunde, so dass die Festlegungen der Faktoren auf subjektiven Einschätzungen beruhen. Abschließend erfolgt wie bei der Bestimmung des Toxizitätspotentials die gewichtete Addition der einzelnen Risikopotentiale in den einzelnen Modulen.

Einen ersten Überblick über die Berücksichtigung des nicht-bestimmungsgemäßen Betriebs gibt die nachfolgende Tabelle.

Tabelle B.25 In der Ökoeffizienz-Analyse betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	möglich	ja
An- und Abfahrzustände	möglich	ja
Wartung und Reparatur	möglich	ja
Abweichungen vom Normalbetrieb	möglich	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	möglich	ja
Transportunfälle	möglich	ja
Arbeitsunfälle	möglich	ja
Berufskrankheiten	möglich	ja
"Unfälle beim Verbraucher"	möglich	ja
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	subjektiv	ja
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	subjektiv	ja
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	subjektiv	ja
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	subjektiv	ja

B.3.11 Studie Konversion Chlorchemie

In 1994 wurde von der Prognos AG die Studie Konversion Chlorchemie [61] erstellt. Für die Produktgruppen Propylenoxid, PVC, Epoxydharze, die Phosgenchemie und alternative chlorfreie Produkte und Verfahren wurden Energiebilanzen und Emissionsbilanzen erstellt sowie Risikopotentiale diskutiert. Einen ersten Überblick über die Berücksichtigung des nicht-bestimmungsgemäßen Betriebs gibt die nachfolgende Tabelle.

Tabelle B.27 In Konversion Chlorchemie betrachtete Stoffflüsse, Auswirkungen und Wirkungen

Quantitative oder qualitative Aspekte in der Sachbilanz enthalten zu:	Bilanz	Text
Diffuse Emissionen	nein	ja
An- und Abfahrzustände	nein	ja
Wartung und Reparatur	nein	nein
Abweichungen vom Normalbetrieb	nein	ja
Betriebsstörungen von Anlagen	nein	nein
Transportunfälle	nein	ja
Arbeitsunfälle	nein	nein
Berufskrankheiten	nein	nein
"Unfälle beim Verbraucher"	nein	nein
Methodik enthält:	Bilanz	Text
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Freisetzungen	nein	nein
Wirkungsabschätzung für unfallbedingte Schäden an Menschen	nein	nein
Methodik zur Erfassung von Störungs-Risiken	nein	nein
Methodik zur Bewertung von Störungs-Risiken	nein	nein

Für die Betrachtung der Risikopotentiale wurden qualitative Vergleiche zwischen den Verfahren mit und ohne Chloreinsatz durchgeführt. Hierzu wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Welche gesundheitsschädlichen Stoffen werden eingesetzt?
- In welchen Mengen und in wie viel Prozessstufen werden die risikorelevanten Stoffe verwendet?
- Wie gesundheitsschädlich sind die relevanten Stoffe?

(Hierbei Rückgriff auf Gefahrstoffverordnung, Störfall-Verordnung, MAK-Liste, Klassifizierung als wassergefährdende Stoffe.)

Nicht berücksichtigt wurden hierbei die Wahrscheinlichkeit von Störfällen und das Verhalten der Stoffe in der Umwelt im Falle einer Freisetzung. Aus dem Vergleich der ausgeführten Punkte wurden schließlich Aussagen abgeleitet, welcher Prozess mehr Risiken aufweist. Es fehlt im Rahmen der Studie jedoch eine transparente Methodik, die die Bewertungsmaßstäbe erkennen lässt. Die Begründungen, warum ein Prozess riskanter ist als ein anderer, sind dadurch sehr allgemein gehalten und berufen sich nur auf die Anzahl und die Toxizität von relevanten Stoffen und auf die Anzahl von Prozessstufen mit Gefährdungen.

C. Auswertung von Datenbanken zu Betriebsstörungen

C.1 Major Accident Reporting System (MARS [56]), Europäische Gemeinschaft

Die für die nachfolgende Auswertung genutzten Informationen sind überwiegend der Technical Guideline on Reporting Accidents to the MARS Database von C.Kirchsteiger entnommen.

Tabelle C.1 Übersicht über die Datenbank MARS, Europäische Gemeinschaft

Ersteller	Zuständige nationale Behörden der Mitgliedstaaten der EU und der OECD, sowie das Major Accident Hazards Bureau der EU-Kommission
Host	European Commission Joint Research Centre, TP 670 I-21020 Ispra (Va), Italy Tel: +39 0332 79 9391 Fax: +39 0332 78 9007
Datenquellen	Für den Bereich der EU, die für den Vollzug der Seveso-Richtlinien (82/501/EWG und 96/82/EU) zuständigen Behörden, die sich z.T. auf Informationen der Betreiber der gestörten Anlagen stützen.
Datenbestand	
Erfassungsbedingungen	Für den Bereich der E.U: Schwere Unfälle in Anlagen, die den Seveso-Richtlinien unterlagen bzw. unterliegen.
Enthaltene, relevante Daten	Nur die vollständigen Berichte enthalten Informationen in nutzbarer Disaggregation. Identität (CAS-Nummer) und Masse der zum Zeitpunkt der Störung vorhandenen Stoffe sollen angegeben werden. Es wird unterschieden zwischen direkt an der Störung beteiligten Stoffen und indirekt beteiligten Stoffen. Direkt beteiligt sind die Stoffe, die freigesetzt werden. Zum freigesetzten Stoff sollen tatsächlich freigesetzte Masse und möglicherweise freigesetzte Masse angegeben werden. Entsprechende Angaben sollen zum indirekt beteiligten Stoff gemacht werden. Weiter sollen die relevanten Risk Phrases dieser Stoffe angegeben werden (vgl. Tabelle C.2). Unter „type of accident“ werden teilweise Angaben abgefragt, denen entnommen werden kann, in welches Umweltmedium die Stoffe abgegeben wurden (Code 1 vgl. Tabelle C.3). Mehrfachangaben sind möglich. Unter „Area Concerned“ wird nach ggf. bzw. erwiesenermaßen eingetretenen Wirkungen durch Stoffaustritte außerhalb des Anlagengeländes gefragt. Im Abschnitt „People“ wird gefordert, Angaben zur Anzahl der Personen, die durch die Störung gefährdet wurden, zur Anzahl ggf. getöteter Personen und zur Anzahl von Verletzten, die länger als 24 Stunden in stationärer medizinischer Behandlung waren, zu machen. Weiter sollen im Kapitel „Ecological Harm“ Angaben zu bedrohter oder geschädigter ökologisch wertvoller Gebiete (vgl. Tabelle C.4) und kontaminierter Gebiete (vgl. Tabelle C.5) gemacht werden. Zusätzlich wird nach Schäden

	an kulturellen und bedeutenden Sachgütern gefragt. Abschließend wird noch nach der Zeit der Unterbrechung der Produktion und der Zeit der Störung der Funktion von Verkehrswegen etc. gefragt.
Nutzbarkeit der Daten für Ökobilanzen	
Zuordnung zu Modulen	Die Art der gestörten Anlage soll im Code 2 angegeben werden. Hierbei handelt es sich um ein eigenes Klassifizierungssystem ökonomischer Aktivitäten (vgl. Tabelle C.6). Weiter soll der „Seveso-Plant Code“ des Seveso-Plant Retrieval System angegeben werden, d.h. sofern es sich bei der gestörten Anlage um eine Anlage handelte, die der Seveso-II-Richtlinie unterlag, sollte diese identifizierbar sein. Weiter sollen „Starting Materials“, „On-Site Intermediates“ und „normal Finished Products“ angegeben werden.
Zuordnung zu funktionellen Einheiten	Angaben, die eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten erlauben (wie z.B. Kapazität der gestörten Anlage) sind in MARS nicht enthalten. Eine Zuordnung wäre allenfalls auf der Basis von Daten der Statistik über die Produktion von Stoffen möglich, wenn diese sich dem von MARS eingesetzten Code zu industriellen Aktivitäten zuordnen ließe.
Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung	In MARS sollten relativ ausführliche Informationen zu Art bzw. Identität und Masse freigesetzte Stoffe, Umweltmedium, in das dieses Stoffe abgegeben wurden, und ausgelöste Schäden (an Personen, Sachen und der Umwelt) enthalten sein.

Die Datenbank MARS enthält die sog. „short reports“ und „full reports“. Erstere enthalten nur wenige, grundlegende Informationen. Letztere enthalten die vollständigen Daten (90% aller Daten), sind aber wegen möglicherweise enthaltener vertraulicher Daten nicht öffentlich zugänglich. Für eine Auswertung sind daher nur die „full reports“ von Interesse.

Zu den auf dem Gelände der gestörten Anlage zum Zeitpunkt der Störung vorhandenen Stoffe sollen u.a. CAS- Nummer und bestimmte Risk Phrases angegeben werden.

Tabelle C.2 Anzugebende Risk-Phrasen von Stoffen auf dem Gelände der gestörten Anlage nach MARS

Category	Risk Phrases
1. Very Toxic	R26; R27; R28
2. Toxic	R23; R24; R25
3. Oxidising	R7; R8; R9
4. Explosive	R2
5. Explosive	R3
6. Flammable liquids	R10
7a. Highly flammable liquids	R17; R10 and R11, 2nd indent: under particular processing conditions
7b. Highly flammable liquids	R11, 2nd indent
8. Extremely flammable gases and liquids	R12
9(i) Dangerous for the environment	R50
9(ii) Dangerous for the environment	R51/53
10(i) Any classification: reacts violently with water	R14; R14/15
10(ii) Any classification: contact with water liberates toxic gas	R29

Den Angaben unter „type of accident“ kann zum Teil entnommen werden, in welches Umweltmedium Stoffe freigesetzt wurden. Dies ergibt sich aus dem vorgesehenen Klassifizierungssystem.

Tabelle C.3 System zur Klassifizierung des „Type Of Accident“ in MARS.

Code	Type	Description
	release:	Release of a dangerous substance to the environment due to failure of the containment system/component or due to human error.
1101	gas/vapour/mist/etc. release to air	Typical release in cases of rupture of pipes, vessels, etc. or malfunction of relief valves where the gaseous content is released into the surrounding air.
1102	fluid release to ground	Release with similar causes as in the previous case but with the contents of the vessel, pipe, etc. being fluid and therefore the release ending up on the ground.
1103	fluid release to water	Release as above, but with an aquifer, lake, river, sea etc. in the vicinity where the released fluid ends up.
1104	solid release to ground	Release of a solid substance to the ground (includes releases of solids via air to ground, e.g. dust)
1105	solid release to water	Release of a solid substance to the water (includes releases of solids via air to water, e.g. dust)
	fire:	Thermal radiation produced by the uncontrolled burning of a material that can cause harm or damage to people and objects.
1201	conflagration (a general engulfment fire)	The most general type of fire and one that does not fall in any of the special categories below.
1202	pool fire (burning pool of liquid, contained or uncontained)	The combustion of material evaporating from a layer of liquid at the base of the fire. Usual case when the flammable vapour from liquid which spilled and collected on the ground or is in

Code	Type	Description
		a container is ignited.
1203	jet flame (burning jet of fluid from orifice)	The combustion of material (gas or liquid) emerging with significant momentum from an orifice (usually a rupture in a vessel, or an open valve).
1204	flash fire (burning vapour of cloud, subsonic flame front)	The combustion of a flammable vapour and air mixture in which flame passes through that mixture at less than sonic velocity, such that negligible damage is generated from over-pressure (pressure above the atmospheric). Usual case when the release forms a cloud which is then ignited. The flame front can then move through the cloud in a flash fire, ultimately consuming at least those parts of the cloud in which the concentration of the flammable material is in between the flammable limits.
1205	fireball (burning mass rising in air, often after BLEVE)	Similar to flash fire, but in cases where enough buoyancy is created by the fire to lift the cloud higher into the air. Usually after BLEVE (see below).
	explosion:	Rapid release of energy which causes a blast wave capable of causing damage. However, other cases creating a blast wave have also been categorised as explosions in the past (see code 1303 below).
1301	pressure burst (rupture of pressure system)	The rupture of a system under pressure, resulting in the formation of a blast wave (pressure pulse) and missiles (fragments of the system) which may have the potential to cause damage.
1302	BLEVE (boiling liquid expanding vapour explosion)	Used to describe the sudden rupture due to fire impingement of a vessel/system containing liquefied flammable gas under pressure. It usually leads to a pressure burst (1301) and a fireball (1205).
1303	rapid phase-transition explosion (rapid change of state)	Explosion caused by a rapid change of state, usually associated with a large change in the volume per mass of the material which creates the blast wave. Note that there is usually no release of energy in this case, but a blast wave is generated and therefore this is categorised as an explosion.
1304	runaway reaction explosion (usually exothermic)	Explosion due to a reaction caused by the loss of control in a reaction vessel or other process, which usually generates heat and a blast wave.
1305	dust explosion	Explosion of material which is in the form of dust.
1306	explosive decomposition (of unstable material)	Explosion due to decomposition of an unstable material, which also leads to a blast wave. Would have been considered as a runaway reaction explosion if it occurred in a reaction vessel.
1307	VCE (vapour cloud explosion; supersonic wave front)	Explosion in open air of a cloud made up of a mixture of a flammable vapour or gas with air. It includes unconfined vapour cloud explosion (UVCE).
	other:	
1401	combustion products into air	Case where the combustion products end up into the air. Combustion products here is used to describe not only the products of a fire, but also of any other unforeseen chemical reaction (e.g. in a runaway reaction).
1402	combustion products	Case where the combustion products end up into the ground.

Code	Type	Description
	into ground	
1403	combustion products into water	Case where the combustion products end up into the water.
1404	firewater runoff into ground	The water used to extinguish a fire ends up into ground. Usual case following a fire, if no system has been devised to withhold the firewater.
1405	firewater runoff into water	As above, only the firewater ends up into water.
1999	other	Any other incident for which the codes above are not appropriate. In this case, details on the type of incident should be given in the Remarks.

Von den Wirkungen einer Störung bedrohte oder betroffene ökologisch wertvolle Gebiete sollen nach folgendem System angegeben werden.

Tabelle C.4 System zur Klassifizierung durch eine Störung bedrohter oder betroffener ökologisch wertvoller Gebiete in MARS

Code	Beschreibung
	inland:
6101	metropolitan development
6102	urban development
6103	rural development
6104	parkland/commonland
6105	grassland/pasture/meadow
6106	arable land /crops /vineyards /orchards
6107	woodland; predominantly or totally plantation
6108	woodland; predominantly or totally natural
6109	moor/heathland/upland vegetation
6110	marsh/reedbeds
	freshwater:
6201	freshwater reservoir
6202	pond/lake
6203	stream/tributary
6204	river
	shore:
6301	salt-marsh/mud-flats
6302	sand/dunes/dune slacks
6303	shingle beach
6304	rocky shore
	offshore:
6401	saline lagoon
6402	estuary
6403	sea/seabed
other:	
6999	other

Durch eine Stofffreisetzung möglicherweise oder erwiesenermaßen kontaminierte Gebiete sollen in MARS nach folgender Klassifizierung angegeben werden.

Tabelle C.5 System zur Klassifizierung durch eine Störung möglicherweise oder erwiesenermaßen kontaminierte Gebiete in MARS.

Typ	Beschreibung
Residential area (covered by toxic cloud)	Connected with the release of a toxic gas to the environment, it is the case where the toxic cloud reaches a residential area and important damage can occur if appropriate emergency measures (usually evacuation or sheltering) are not taken on time.
Common wild flora/fauna (death or elimination)	The death or severe reduction in population of common animal and plant species due to the accident (e.g. by fire, water pollution, etc.).
Rare or protected flora/fauna (death or elimination)	As above, only for rare or protected species in which case the severity of the consequences is larger.
Water catchment areas and supplies for consumption or recreation	Pollution, damage or destruction of areas containing water intended for human consumption or irrigation (e.g. artificial lakes, ponds, etc.), supplies also intended for human consumption (e.g. a corn field, wheat field, etc.) or recreation areas (e.g. parks, sea-shore, etc.).
Land (with known potential for long term ecological harm or preventing human access or activities)	The contamination of land which in the future will create a large ecological damage (e.g. if the waters of a marshland are contaminated, all the species leaving in that land will die or move away, etc.), or prevent human access to this land or certain human activities (e.g. prevent cultivation of this land, etc.)
Marine or fresh water habitat	Pollution or severe damage to the marine or fresh water habitat with accompanying damage to the resident flora/fauna.
Areas of high conservation value or given special protection	Pollution or severe damage to protected areas (e.g. national parks, etc.) and areas of high conservation value (e.g. due to their natural beauty, as habitat of rare species etc.).

Die Art der industriellen Aktivität wird auf der Basis eines eigenen Klassifizierungssystems angegeben.

Tabelle C.6 System zur Klassifizierung der gestörten Anlagen in MARS

Code Nr.	Code-Begriff	Beschreibung
2001	Herstellung von Chemikalien, allgemein	Herstellung einer Chemikalie, die sich keine der unten genannten Kategorien zuordnen lässt, z.B. Herstellung von Salpetersäure
2002	Raffinieren und Verarbeiten von Petrochemikalien	z.B. Ölraffinerien etc.
2003	Herstellung von Plastik und Gummi	z.B. Herstellung von rohem Plastikmaterial, Herstellung von Konsumgütern von diesem Material etc.
2004	Pestizide, Pharmazeutika und andere Feinchemikalien	z.B. Pharmazeutische Anlagen, Pestizidherstellung, einschließlich Biochemikalien
2005	Energieversorgung und -verteilung	z.B. Kraftwerke, Energieverteilungsanlagen etc.
2006	Wasser und Abwasser (Sammlung, Versorgung, Verteilung)	z.B. Anlagen zur Reinigung von Trinkwasser etc.
2007	Abfallbehandlung, Abfallablagerung	z.B. Verbrennungsanlagen, Recyclingzentren, etc., ebenso Deponien (obwohl nach Artikel 4f der Seveso-II-Richtlinie ausgenommen)
2008	Lagerung in Groß- und Einzelhandel, Vertrieb (einschließlich Abfüllung von Flüssiggas in Flaschen, lose Verteilung, Tanklageranlagen, Lagerhäuser	z.B. Lagerhäuser
2009	Umschlage und Transportanlagen (Häfen, Flughäfen, Parkplätze, Umlade- und Umschlaganlagen etc.)	Obwohl nach Artikel 4c von der Seveso-II-Richtlinie nicht erfasst, besteht die Möglichkeit entsprechende Störungen zu berichten
2010	Keramikindustrie (Steine, Töpferwaren, Glas, Zement, Gips etc.)	z.B. Herstellung von Glas, Herstellung von Zement, Herstellung von Katalysatoren, Verarbeitung von Edelsteinen, etc.
2011	Herstellen und Verarbeiten von Metallen (einschließlich Schmelzwerke, Elektrochemische Herstellung, Beschichten, etc.)	z.B. Herstellung und Verarbeitung von Metallen und Halbmetallen, z.B. Aluminium, Silber etc.
2012	Elektro- und Elektronikindustrie	Jede Aktivität direkt verbunden mit Elektro- oder Elektronikindustrie z.B. Herstellung von elektronischen Bauteilen, Computern, Errichtung von Antennen etc.
2013	Bau, Reparatur und Abwracken von Schiffen	z.B. Werften etc.
2014	Allgemeine Technik, Herstellung und Montage	Jede technische Aktivität, ob Herstellung oder Montage oben nicht ausdrücklich genannt
2015	Landwirtschaft	Jede mit der Landwirtschaft verbundene Aktivität, soweit nicht oben erfasst (z.B. Herstellung von Pestiziden nach Code 2004 oder Herstellung von Kunststoffen für die Landwirtschaft nach

		Code 2003
2016	Medizin, Forschung, Ausbildung (einschließlich Krankenhäuser, Universitäten, Hochschulen etc.)	z.B. die chemische Fakultät einer Universität
2017	Textil, Kleidung, Schuhe	Jede mit dem Bekleidungssektor verbundene Aktivität, z.B. die Herstellung von Textilien etc.
2018	Papierherstellung, Druck, Veröffentlichung	z.B. eine Papierfabrik, eine Druckerei etc.
2019	Lebensmittel und Getränke	Lebensmittel und Getränke zusammen mit jeder Art von Konsumprodukten, soweit nicht von den obenstehenden Codes erfasst, z.B. Bier, Kosmetik etc.
2020	Holz und Möbel	z.B. Herstellung von Holzplatten, Herstellung von Möbeln etc.
2021	Hoch- und Tiefbau	z.B. Bau von Häusern, Gebäuden, Brücken etc.
2022	Messe- und Vergnügungsgelände	z.B. öffentliche Parks, Vergnügungsparks etc.
2099	Sonstiges	Jede Aktivität, die von den oben genannten nicht explizit beschrieben wird

MARS, EU, Ergebnis:

MARS kann nutzbare Daten zu Modulen und zur Wirkungsabschätzung von gestörten Anlagen liefern. Eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten könnte allenfalls durch Verknüpfung mit einer Produktionsstatistik auf der Ebene der Mitgliedsstaaten und ggf. industriellen Sektoren erfolgen.

Schwierigkeiten werden sich aus den von MARS selbst definierten Klassifizierungs-Codes ergeben. Es ist zu prüfen, ob diese sich anderweitig genutzten Klassifizierungssystemen (z.B. NACE, Biotoptypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie) zuordnen lassen.

Es ist zu prüfen, ob eine Umstellung von MARS auf diese im Recht der EU bzw. von anderen Teilen der Kommission genutzten Klassifizierungs-Codes angeregt werden kann.

C.2 ZEMA, Umweltbundesamt BRD [85]

Tabelle C.7 Übersicht über die Datenbank der ZEMA [85] beim Umweltbundesamt, BRD

Ersteller	Für die Meldung von Störfällen/schweren Unfällen zuständigen Behörden der Länder und die zentrale Melde- und Auswertestelle des Umweltbundesamtes
Host	Zentrale Melde- und Auswertestelle für Störfälle und Störungen in verfahrenstechnischen Anlagen (ZEMA) beim Umweltbundesamt
Datenquellen	Meldungen der Betreiber von Anlagen, die der 12. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Störfall-Verordnung) unterliegen
Datenbestand	Mehr als 500 Meldungen seit 1980
Erfassungsbedingungen	Vorliegen eines Störfalles im Sinne der Störfall-Verordnung
Enthaltene, relevante Daten	Insbesondere Art der gestörten Anlage und des Anlagenteils Betriebsvorgang Beteiligte Stoffe und ggf. freigesetzte Masse Auswirkungen auf Menschen, Sachen und die Umwelt
Nutzbarkeit der Daten für Ökobilanzen	
Zuordnung zu Modulen	Ein Zuordnung zu Modulen ist einerseits über die Angabe der Art der Anlage nach dem System des Anhanges der 4.BImSchV andererseits nach dem zusätzlich angegebenen Betriebsvorgang möglich.
Zuordnung zu funktionellen Einheiten	Eine Zuordnung ist über die Angabe des Stoffes bzw. der Stoffgruppe nach R-Sätzen möglich.
Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung	Verletzte und Tote innerhalb und außerhalb der Anlage werden angegeben. Es wird angegeben, ob jeweils ein Sachschaden vorlag und in welcher Höhe. Es wird angegeben, ob Umweltschäden eingetreten sind.

Ziel der ZEMA ist nicht die Erfassung von Betriebsstörungen im Sinne einer Statistik sondern im wesentlichen die Erfassung von Maßnahmen zur Unfallprävention bzw. die Ableitung von Erkenntnissen über den Bedarf von Präventionsmaßnahmen.

Die Betreiber von Anlagen, die der Störfall-Verordnung unterliegen, haben seit 1980 Störfälle bzw. nunmehr schwere Unfälle im Sinne dieser Verordnung den zuständigen Landesbehörden zu melden, die diese nach ggf. erforderlichen Ergänzungen an die ZEMA beim Umweltbundesamt weiterleiten. Die Störfall-Verordnung seit 1980 mehrfach sowohl hinsichtlich der Definition der ihr unterliegenden Anlagen als auch des Störfalles geändert wurde, dürfte die Grundgesamtheit aus der die Betriebsstörungen erfasst wurden praktisch nicht oder nur sehr schwierig festzustellen sein.

In dem Feld „Beteiligte Stoffe“ werden die Stoffe mit ihrer Identität oder die Stoffgruppe nach Störfall-Verordnung angegeben. Zwar soll auch die freigesetzte Stoffmasse

angegeben werden, jedoch ist dies nicht immer der Fall, was auf Schwierigkeiten der Bestimmung zurückzuführen sein dürfte.

Neben den in der obenstehenden Tabelle bereits angegebenen formatierten Angaben enthält die Datenbank auch Felder für Freitext. Insbesondere ist ein Feld für eine Beschreibung jedes Ereignisses vorgesehen. In diesem können noch weitere Angaben zum gestörten Modul und zu Auswirkungen der Störung enthalten sein. Art und Umfang der Angaben sind jedoch sehr unterschiedlich und für eine Auswertung zur Erhebung weiterer Daten für Öko-Bilanzen wäre eine fachliche Analyse jedes einzelnen Ereignisses erforderlich.

ZEMA, BRD, Ergebnis:

Die in der Datenbank der ZEMA [85] enthaltenen Informationen erlauben eine Zuordnung zu Modulen im Bereich der verfahrenstechnischen Anlagen, jedoch ergeben sich praktisch Unsicherheiten hinsichtlich der Abgrenzung der Grundgesamtheit aus der die Betriebsstörungen erfasst wurden.

Eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten ist nur durch Verknüpfung mit anderen Datenquellen, wie z.B. Statistiken über die Produktion entsprechender Stoffe, möglich.

Wirkungen auf Menschen und die Umwelt sind den formatierten Angaben zu entnehmen, jedoch nur in geringem Umfang.

C.3 ARIA, Inventaire des accidents technologiques et industriels

Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht über die Datenbank ARIA [9]:

Tabelle C.8 Übersicht über die Datenbank ARIA, Frankreich

Ersteller	D.P.P.R / S.E.I. Bureau d'Analyse des Risques et des Pollutions Industrielles (BARPI) 2, rue Antoine Charial 69426 LYON Cedex 03 Tél : 33 (0)4 37 91 44 89 Fax : 33 (0)4 37 91 28 06 E-Mail: sei.barpi@industrie.gouv.fr
Host	le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement
Datenquellen	Die Informationen über die in der Datenbank ARIA enthaltenen Störungen stammen aus verschiedenen Quellen (vgl. Tab. Tabelle C.9). Insbesondere zu bei bedeutenden Störungen liegen of mehrere Quellen mit ähnlichen Informationen zu Grunde. So basiert 1/3 der Daten zu Störungen in Frankreich auf mehr als einer Quelle.
Datenbestand	Am 31.12.2000 umfasste der gesamte Bestand 19.712 Störungen, davon 15 634 in Frankreich. Allein im Jahr 2000 wurden 1.779 Störungen in Frankreich und 344 Störungen im Ausland registriert (Vgl. Tabelle C.10, Tabelle C.11 und Tabelle C.12). Die Erfassung ist nicht ausreichend systematisch, um eine statistische Auswertung zu erlauben. Im Gegensatz zu den Störungen in Frankreich sind aus dem Ausland nur die schweren Störungen erfasst.
Erfassungsbedingungen	Keine Angaben verfügbar
Enthaltene, relevante Daten	Bei Personenschäden sind die Angaben i.d.R. quantitativ, ansonsten i.d.R. nur qualitativ. In den Störungsberichten sind teilweise Angaben zu freigesetzten Stoffen, Stoffmengen und betroffenen Umweltmedien enthalten.
Nutzbarkeit der Daten für Ökobilanzen	
Zuordnung zu Modulen	In der Datenbank werden die Störungen mit dem NACE-Code (1 Dezimale) erfasst. Eine Zuordnung jeder registrierten Störung zur betroffenen ökonomischen Aktivität ist daher möglich.
Zuordnung zu funktionellen Einheiten	Daten zur Leistung der betroffenen ökonomischen Aktivität werden nur sehr selten erfasst. Eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten wäre daher nur durch Zuordnung zur Produktionsstatistik auf der Ebene Frankreichs möglich.
Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung	Die Datenbank verfügt über eine sehr detaillierte Erfassung der Störungsfolgen nach einem eigenen System (Vgl. Tabelle C.13).

Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht über die für die Störungen in Frankreich genutzten primären Informationsquellen, sowie über die Gesamtzahl der erfassten Störungen in den genannten Zeiträumen.

Tabelle C.9 Quellen der in ARIA registrierten Betriebsstörungen in Frankreich

	2000	2000	1992 bis 2000
	Anzahl der Störungen	Anteil (%)	Anteil (%)
Einsatzkräfte (Sécurité civile - Services de secours)	1.086	61	52
Presse	411	23	25
Überwachungsbehörden für genehmigungsbedürftige Anlagen	285	16	17
Wasserschutzpolizei	206	12	17
Sonstige Quellen	100	5,6	11

Die Anzahl der je Staat erfassten Störungen ergibt sich aus nachfolgender Tabelle.

Tabelle C.10 In ARIA registrierte Betriebsstörungen nach Ort der Störung

Staat	1999	2000	1992 / 2000
Frankreich	1 567	1 779	12 211
Vereinigte Staaten	121	168	662
Deutschland	5	4	305
Italien	18	5	179
Vereinigtes Königreich	14	11	123
Russland	8	8	117
Kanada	18	19	112
China	14	26	97
Belgien	12	1	95
Pakistan	22	2	68
Indien	6	4	60
Schweiz	4	6	55
Spanien	5	2	53
Mexiko	5	5	35
Nigeria	6	8	33
Japan	1	5	31
Australien	8	5	30

Die Verteilung der erfassten Störungen nach In- und Ausland kann der nachfolgenden Tabelle entnommen werden.

Tabelle C.11 Anzahl der in ARIA registrierten Betriebsstörungen

	< 1992	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Störungen in Frankreich	3 423	778	705	943	1 418	1 831	1 588	1 602	1 567	1 779
Störungen im Ausland	1 478	160	152	250	285	288	296	339	351	344
Gesamtzahl	4 901	938	857	1 193	1 703	2 119	1 884	1 941	1 918	2 123

Tabelle C.12 In ARIA registrierte Betriebsstörungen nach Art des Ereignisses

	Anzahl der Störungen	Anteil (%)	Anteil (%)
Art der Störung	2000	2000	1992 à 2000
Brände	1.049	59	50
Gefährliche Stofffreisetzungen (Stoffe oder Organismen)	669	38	48
Explosionen	87	4,9	5,1
Domino-Effekte	59	3,3	2,4
Beinaheunfälle	55	3,1	1,7
Trümmerwurf von Anlagenteilen	26	1,5	2,2
Verschlimmerung chronischer Verschmutzung	20	1,1	1,8
Abgabe von Strahlung	6	0,3	0,2
BLEVE	4	0,2	0,1
Sonstige	68	3,8	3,8

In dieser Tabelle kann eine Störung mit verschiedenen Wirkungen verzeichnet sein. Z.B. waren in 2000 51 Explosionen verbunden mit Bränden, 103 Brände waren die Folge einer Freisetzung von entzündlichen Gasen oder anderen gefährlichen Stoffen. Brände und Stofffreisetzung dominieren als Störungsfolgen bei den registrierten Störungen.

Die hauptsächlich von Bränden betroffenen Branchen sind Landwirtschaft (29 %), Lager und Großhandel (5,7 und 2,8 %), Holzwirtschaft (7,4 %), Einzelhandel (5,5 %), und Kfz-Handel und -Reparatur (4,5 %).

Die Freisetzung von gefährlichen Stoffen konzentriert sich auf den Transport am Boden (12 %), die chemische Industrie (11 %), die Abfallwirtschaft (7,6 %), die Lebensmittelindustrie (6,7 %), die Landwirtschaft (4,5 %) und das Recycling (4,2 %).

Die Explosionen, seltene aber mit schweren Folgen verbundene Störungen, ereignen sich überwiegend in der Chemischen Industrie (20 %), der Metallindustrie (9,8 %), dem Transport (6,1 %), der Lebensmittelindustrie (4,9 %), dem Recycling (4,9 %) und der Abfallwirtschaft (3,7 %).

Berücksichtigt man nur die Störungen mit Personenschäden (Tote und Verletzte), so sind davon 54 % Brände, 47 % Freisetzungen gefährlicher Stoffe und 19 % Explosionen.

Tabelle C.13 Informationen zu Auswirkungen der in ARIA registrierten Störungen

Folgen der Störung	Anzahl der Störungen	Anteil (%)	Anteil (%)
	2000	2000	1992 bis 2000
Tote	31	1,8	1,4
- davon Beschäftigte	13	0,7	0,8
- davon Einsatzkräfte	2	0,1	< 0,1
- davon Dritte	4	0,2	0,1
Schwerverletzte (mindestens)	35	2	3,5
- davon Beschäftigte	21	1,2	2,1
- davon Einsatzkräfte	2	0,1	0,4
- davon Dritte	5	0,3	0,3
Verletzte (schwer oder leicht)	193	11	12
- davon Beschäftigte	86	4,9	5,9
- davon Einsatzkräfte	49	2,8	3,3
- davon Dritte	38	2,1	1,5
Sachschäden im Betriebsgelände	1 284	73	66
Verlust der Produktion	286	16	23
Sachschäden außerhalb des Betriebsgeländes	56	3,2	3,9
Kurzarbeit	93	5,3	8,0
Dritte ohne Obdach/Arbeitsunfähigkeit	17	1,0	0,8
Unterbrechung der Wasserversorgung	12	0,7	0,8
Unterbrechung der Stromversorgung	10	0,6	0,6
Unterbrechung der Gasversorgung	5	0,3	0,3
Ausfall der Telefonverbindungen	0,0	0,0	0,1
Störung des öffentlichen Verkehrs	5	0,3	0,4
Evakuierung	141	8,0	5,4
Einschluss von Personen in Gebäuden	11	0,6	0,5
Verkehrsbeschränkungen	83	4,7	6,7
Andere Unterbrechungen der Versorgung	36	2,0	1,7
Luftverunreinigungen	103	5,8	6,2
Verunreinigung von Oberflächengewässern	316	18	28
Verunreinigungen von Ufern oder Wasserläufen	229	13	16
Verunreinigung von Grundwasser	14	0,8	1,3
Verunreinigung von Böden	77	4,4	5,9
Schäden an wilden Tieren	62	3,5	8,1
Schäden an wilden Pflanzen	8	0,5	1,7
Schäden an Nutzpflanzen	1	0,1	0,2
Schäden an Nutztieren	42	2,4	3,1
Verstärkung von Risiken	308	17	13
Grenzüberschreitende Auswirkungen	2	0,1	0,1
Sonstige	38	2,1	2,5
Ohne Auswirkungen	17	1,0	1,8

Monatsberichte zu den registrierten Störungen sind unter <http://aria.environnement.gouv.fr/barpiNews.jrun> zu erhalten.

ARIA, Frankreich, Ergebnis:

Es ist zu klären, ob das System von ARIA zur Erfassung der Auswirkungen von Störungen für eine Wirkungsabschätzung nutzbar ist. Im Bereich der Personenschäden liegen i.d.R. quantitative Daten vor, während bei sonstigen Auswirkungen eher nur qualitative Angaben zur Verfügung stehen.

Für eine Auswertung sind nur die in Frankreich registrierten Störungen nutzbar, da die Systematik bei der Registrierung von Störungen im Ausland in Frage zu stellen ist. Mit 12.211 von 1992 bis 2000 registrierten Störungen ist jedoch eine erhebliche entsprechende Fallzahl vorhanden.

Zur Auswertung ist ein Retrieval der Datenbank nach den NACE-Codes, dem Jahr und den Auswirkungen erforderlich. Das entsprechende Ergebnis müsste dann mit Daten aus der Produktionsstatistik abgeglichen werden. Schwierigkeiten können hierbei durch die Verwendung von lediglich einer Dezimale des NACE-Codes und der Datengeheimhaltung entstehen.

C.4 Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen (Umgang und Beförderung), Statistisches Bundesamt, BRD [67]

Die nachfolgende Tabelle gibt eine Übersicht über die Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen:

Tabelle C.14 Übersicht über die Statistik über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen

Ersteller	Statistisches Bundesamt
Host	Statistisches Bundesamt, Bonn
Datenquellen	Meldungen über den Austritt wassergefährdender Stoffe bei den zuständigen Behörden sowie deren Weiterleitung an das Statistische Bundesamt
Datenbestand	Im Zeitraum von 1980 bis 1999 wurden ca. 40000 Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen erfasst. Ab 1996 werden auch Freisetzungen aus Betriebsstofftanks von Fahrzeugen erfasst.
Erfassungsbedingungen	Pflichten zur Meldung des Austritts wassergefährdender Stoffe nach Landes-Wassergesetzen bzw. VAWs der Länder i.V.m. §§ 12-14 Umweltsstatistikgesetz (UstG).
Enthaltene, relevante Daten	Nach den §§ 12, 13 und 14 des UStatG führt das Statistische Bundesamt drei Statistiken bzgl. wassergefährdender Stoffe: 1. Unfälle beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (§ 12) 2. Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (§ 13) 3. Unfälle bei der Beförderung wassergefährdender Stoffe (§ 14) Die Statistik nach § 12 erhebt u.a. Angaben zu Art der Anlage, Art und Menge des ausgetretenen und wiedergewonnenen Stoffes, Unfallfolgen, sowie Kosten der Gefahrenabwehr und Sanierung. Die Statistik nach § 14 erhebt u.a. Art des Beförderungsmittels, Art des Unfalls, Art und Menge des ausgetretenen und wiedergewonnenen Stoffes, Art der Stoffausbreitung, Unfallfolgen, sowie Kosten der Gefahrenabwehr und Sanierung.
Nutzbarkeit der Daten für Ökobilanzen	Grundsätzlich erscheinen zwei Merkmale der Statistiken interessant: a) die Verknüpfung von Daten zu Unfällen bei stationären Anlagen nach § 12 mit Daten zu diesen Anlagen nach § 13 b) die Erhebung quantifizierter, monetärer Daten zu Gefahrenabwehr- und Sanierungsmaßnahmen. Eine Schwierigkeit stellt die in § 12 fehlende Erhebung des Wirtschaftszweiges der verunfallten Anlage dar, sowie die fehlende Erhebung der Identität des ausgetretenen Stoffes.
Zuordnung zu Modulen	Die Unfallstatistik nach § 12 erhebt Informationen zur Art der Anlage im Sinne der VAWs, jedoch – im Gegensatz zu § 13 – keine Informationen zum Wirtschaftszweig zu dem die verunfallte Anlage zuzuordnen ist. Bei der Statistik zu den Transportunfällen (§ 14) wird die Art des Beförderungsmittels erhoben. Die Identität des ausgetretenen Stoffes wird nach beiden §§ 12 und 14 nicht erfasst, sondern nur die Wassergefährdungsklasse.
Zuordnung zu funktionellen Einheiten	Informationen zu Zweck und Leistung der verunfallten Anlage werden nach § 12 nicht erhoben. Entsprechend der Erhebung nach § 12 und § 14 ist lediglich eine Aufteilung in stationäre Anlagen und verschiedene Beförderungsmittel möglich.
Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung	Die Statistiken nach § 12 und § 14 erheben u.a. Informationen zu Unfallfolgen sowie Kosten der Gefahrenabwehr und Sanierung. Zusätzlich werden bei den Transportunfällen noch Angaben zur Stoffausbreitung erhoben.

Das Statistische Bundesamt gibt folgende Erläuterungen:

Die Statistiken der Unfälle beim Umgang und bei der Beförderung wassergefährdender Stoffe werden seit 1975 jährlich durchgeführt.

Auskunftspflichtig sind die nach Landesrecht für Anzeigen über Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen zuständigen Dienststellen. Dies sind in der Regel die Unteren Wasserbehörden oder Polizeidienststellen.

Als Unfall gilt das bestimmungswidrige Austreten einer im Hinblick auf den Schutz der Gewässer nicht unerheblichen Menge wassergefährdender Stoffe aus Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen bzw. bei deren Beförderung.

Wassergefährdende Stoffe sind feste, flüssige und gasförmige Stoffe (einschl. Zubereitungen), die geeignet sind, nachhaltig die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers nachteilig zu verändern.

Freigesetztes Volumen ist die Menge des durch einen Unfall freigesetzten wassergefährdenden Stoffes ohne etwaige Beimengungen wie z.B. Löschwasser.

Wiedergewonnenes Volumen steht einer anschließenden Nutzung oder Verwendung weiterhin zur Verfügung oder wird einer geordneten Entsorgung zugeführt. Die verbleibenden Restmengen vom freigesetzten Volumen sind als nicht wiedergewonnenes Volumen aufgelistet.

Umgang mit wassergefährdenden Stoffen bezeichnet das Lagern, Abfüllen und Umschlagen (LAU - Anlagen), das Herstellen, Behandeln und Verwenden (HBV - Anlagen), sowie das innerbetriebliche Befördern wassergefährdender Stoffe.

Die Statistiken basieren auf folgenden Paragraphen des Umweltstatistikgesetzes (UStG):

§ 12 Erhebung der Unfälle beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen

Die Erhebung erfasst bei den nach Landesrecht für Anzeigen über die Unfälle beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen zuständigen Behörden jährlich, beginnend 1997, jeweils für das Vorjahr, die Erhebungsmerkmale

1. Ort und Datum des Unfalls,
2. Art der Anlage,

3. *Art und Ursache des Unfalls,*
4. *Art und Menge des ausgetretenen und wiedergewonnenen wassergefährdenden Stoffes,*
5. *Unfallfolgen,*
6. *Maßnahmen der Schadensbeseitigung,*
7. *Kosten der Gefahrenabwehr und Sanierung.*

Als Unfall gilt das bestimmungswidrige Austreten einer im Hinblick auf den Schutz der Gewässer nicht unerheblichen Menge wassergefährdender Stoffe aus Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen.

§ 13 Erhebung der Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen

Die Erhebung erfasst bei den nach Landesrecht zuständigen Behörden für die Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, die im Hinblick auf gesetzlich vorgesehene Überwachungsmaßnahmen besonders erfasst sind, alle fünf Jahre, beginnend 2000, jeweils für das Vorjahr, die Erhebungsmerkmale

1. *Art der Anlage,*
2. *Bauart, Baujahr, Material und Fassungsvermögen der Anlage,*
3. *Betriebsweise der Anlage,*
4. *Art des wassergefährdenden Stoffes,*
5. *Wirtschaftszweig des Betreibers.*

§ 14 Erhebung der Unfälle bei der Beförderung wassergefährdender Stoffe

Die Erhebung erfasst bei den nach Landesrecht für Anzeigen über Unfälle bei der Beförderung wassergefährdender Stoffe zuständigen Behörden jährlich, beginnend 1997, jeweils für das Vorjahr, die Erhebungsmerkmale

1. *Art des Beförderungsmittels und der Umschließung,*
2. *Art, Ort und Datum des Unfalls,*

3. *Ursache des Unfalls,*
4. *Art und Menge des beförderten, ausgetretenen und wiedergewonnenen wassergefährdenden Stoffes,*
5. *Art der Beschädigung,*
6. *Art der Stoffausbreitung,*
7. *Unfallfolgen,*
8. *Maßnahmen der Schadensbeseitigung,*
9. *Kosten der Gefahrenabwehr und Sanierung.*

Als Unfall gilt das bestimmungswidrige Austreten einer im Hinblick auf den Schutz der Gewässer nicht unerheblichen Menge wassergefährdender Stoffe bei ihrer Beförderung.

Zuordnung zu Modulen

Ein Zuordnung zu Modulen ist begrenzt möglich.

Bei den stationären Anlagen (§§ 12, 13 UStG) wird die Art der Anlage im Sinne der VAWS angegeben, d.h. differenziert nach:

- Lageranlagen
 - davon im gewerblichen Bereich
 - davon im nicht gewerblichen Bereich
- Abfüllanlagen
- Umschlageanlagen
- Handhaben-Behandeln-Verwenden-Anlagen
- Sonstigen Anlagen

Diese Angaben würden eine entsprechend grobe Zuordnung zu entsprechend definierten funktionellen Einheiten in einer Öko-Bilanz ermöglichen.

Die Statistik über Unfälle bei der Beförderung macht differenziertere Angaben. Hier werden Beförderungsmittel und z.T. der Teil eines Beförderungsvorganges angegeben. Es wird differenziert nach:

Unfälle von Straßenfahrzeugen zusammen		
Davon Güternahverkehr	Auf Autobahnen	Davon innerorts
Davon Güterfernverkehr	Auf Bundesstraßen	Davon außerorts
	Auf Landstraßen	
	Auf Kreisstraßen	
	Auf sonstigen Straßen	

- Unfälle von Eisenbahnwagen zusammen
 - davon im Bahnhofsgelände
 - davon auf freier Strecke
- Rohrfernleitungen
- Unfälle von Schiffen zusammen
 - davon im Hafengelände
 - davon auf freier Strecke
- Unfälle von sonstigen Beförderungsmitteln

Eine weitere Ansatzmöglichkeit für die Zuordnung zu Modulen bieten die Angaben zu den ausgetretenen Stoffen. Einerseits wird zwischen Mineralölprodukten und sonstigen Stoffen differenziert. Weiter wird jeweils die Wassergefährdungsklasse (für 1999 WGK 0 bis WGK 3) angegeben.

Schließlich werden die Unfälle noch differenziert nach den Gefährdungsstufen A bis D nach VAWs dargestellt, wobei einerseits nach Lager-, Abfüll-, Umschlage- und HBV-Anlagen differenziert wird, andererseits nach Mineralölprodukten und nicht Mineralölprodukten.

Zuordnung zu funktionellen Einheiten

Eine Zuordnung zu funktionellen Einheiten ist nur durch Verknüpfung mit Daten aus anderen Quellen möglich. Infrage kommen Statistiken über die Herstellung von Mineralölprodukten und sonstigen Stoffen, sowie über deren Transport, die in Stoffmengen nach Wassergefährdungsklassen umgearbeitet werden müssten.

Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung

Für Wirkungsabschätzungen können verschiedene Arten von Angaben genutzt werden.

Zunächst wird die Anzahl der Unfälle angegeben, sowie das freigesetzte und nicht wiedergewonnene Volumen des ausgetretenen Stoffes. Später wird dies noch weiter differenziert,

- nach Mineralölprodukten den WGK 0 bis 3 und sonstigen Stoffen der WGK 0 bis 3,
- nach Lager-, Abfüll-, Umschlage-, HBV- und sonstigen Anlagen jeweils nach WGK 0 bis 3,
- nach Mineralölprodukten und sonstigen Stoffen jeweils in Anlagen der Gefährdungsstufen A bis D,
- nach Lager-, Abfüll-, Umschlage-, HBV- und sonstigen Anlagen jeweils in Anlagen der Gefährdungsstufen A bis D,
- nach Art des Beförderungsmittels und WGK 0 bis 3.

Weiter erfolgt eine Angabe gegliedert nach Mineralölprodukten den WGK 0 bis 3 und sonstigen Stoffen der WGK 0 bis 3 unter Angabe der Anzahl der Unfälle nach Größenklasse des freigesetzten Volumens.

Weiter erfolgt eine Angabe gegliedert nach Mineralölprodukten den WGK 0 bis 3 und sonstigen Stoffen der WGK 0 bis 3 unter Angabe der Lage des Unfallortes

- In einem Wasserschutzgebiet
 - davon in Zone I
 - davon in Zone II
 - davon in Zone III
- In einem Heilquellenschutzgebiet
- In einem Überschwemmungsgebiet
- In sonstigen schutzwürdigen Gebieten
- In anderen Gebieten.

Weiter wird für Mineralölprodukte der WGK 0 bis 3 und sonstige Stoffe der WGK 0 bis 3 die Anzahl der Unfälle strukturiert nach den Folgen angegeben.

- Verunreinigung des Bodens
- Verunreinigung eines Kanalnetzes bzw. einer Kläranlage
- Verunreinigung eines Oberflächengewässers
 - davon mit Fischsterben
- Verunreinigung des Grundwassers
- Verunreinigung einer Wasserversorgung
- Brand/Explosion
- Sonstige Unfallfolgen
- Ungeklärte Unfallfolgen

Weiter werden für Mineralölprodukte der WGK 0 bis 3 und sonstige Stoffe der WGK 0 bis 3 die Kosten der Sofort- und Folgemaßnahmen insgesamt, sowie im Mittel je Unfall angegeben.

Schließlich wird die Anzahl der Unfälle gegliedert nach Transportmittel und Art der Umschließung angegeben.

Ergebnis

Vorteil der Statistiken über Unfälle beim Umgang und beim Transport wassergefährdender Stoffe ist die Erfassung von Wirkungen sowie der Kosten von Gefahrenabwehrmaßnahmen und Sanierung. Dies ermöglicht grundsätzlich zwei Ansätze bei der Bewertung der Wirkungen.

Nachteilig ist die weitgehend fehlende Möglichkeit einer Zuordnung zu funktionellen Einheiten. Diese kann allenfalls über eine Zuordnung zu Statistiken der Herstellung, Verwendung und Beförderung von Chemikalien und Mineralölprodukten hergestellt werden.

Eine Zuordnung zu Modulen ist nur bedingt möglich, da die genaue Identität der verunfallten Stoffe und der Wirtschaftszweig, dem die verunfallte Anlage bzw. der verunfallten Transport zuzuordnen ist, nicht erhoben wird. Insofern werden sich Unfallwirkungen nur auf der Basis von Wassergefährdungsklassen bestimmten Modulen zuordnen lassen.

Hervorhebenswert ist die Option, Wirkungen bestimmten Transportmitteln und Umschließungsarten zuzuordnen. Die Auswertung der Statistik über Unfälle beim Transport wassergefährdender Stoffe könnte daher die Möglichkeit eröffnen, für entsprechend definierte Module störungsbedingte Wirkungen für die Nutzung in Ökobilanzen anzugeben.

C.5 Transport von Rohöl - Tankerunfälle, Intertanko

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Datenbank von Intertanko.

Tabelle C.15 Übersicht über die Datenbank zu Tankerunfällen von Intertanko

Ersteller	Intertanko, Oslo
Host	Intertanko, Oslo
Datenquellen	Meldungen der Mitglieder (?)
Datenbestand	Tankerunfälle seit 1971
Erfassungsbedingungen	Meldung der Mitglieder
Enthaltene, relevante Daten	Eine genaue Beschreibung der Daten von INTERTANKO ist nicht möglich, da die Daten zu Tankerunfällen nur den Mitgliedern zugänglich sind. Nach den fact-sheet für 2001 [40] liegen Daten zur den Tonnen-Kilometer für den weltweiten Rohöltransport und die unfallbedingt freigesetzten Massen, zumindest für die größeren Unfälle, vor.
Nutzbarkeit der Daten für Ökobilanzen	Die Daten würden eine klare Zuordnung zu einem Modul und einer funktionellen Einheit zulassen. Schwierigkeiten bestehen jedoch in der Wirkungsabschätzung, da keine Angabe der ökologischen und ökonomischen Wirkungen der Freisetzungen erfolgt.
Zuordnung zu Modulen	Eine Zuordnung zu einem Modul „Transport von Rohöl auf See“ ist möglich. Nicht enthalten sind Transporte von Ölprodukten, Transporte auf anderen Gewässern, Unfälle bei Be- und Entladeunfällen, Freisetzungen durch Off-Shore-Plattformen.
Zuordnung zu funktionellen Einheiten	Eine Zuordnung zur funktionellen Einheit „Tonnen-Meile Rohöltransport auf See“ ist möglich.
Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung	Aus den Daten lässt sich eine unfallbedingte Freisetzung in mg/Tonnen*Meile für den Rohöltransport durch Tanker auf See errechnen. Diese lässt zwar eine Verrechnung zu, sagt jedoch wenig über die tatsächlichen ökologischen und ökonomischen Wirkungen der unfallbedingten Freisetzungen aus.

Aus der Veröffentlichung [40] kann entnommen werden, dass Intertanko über Daten zum weltweiten Rohöltransport verfügt.

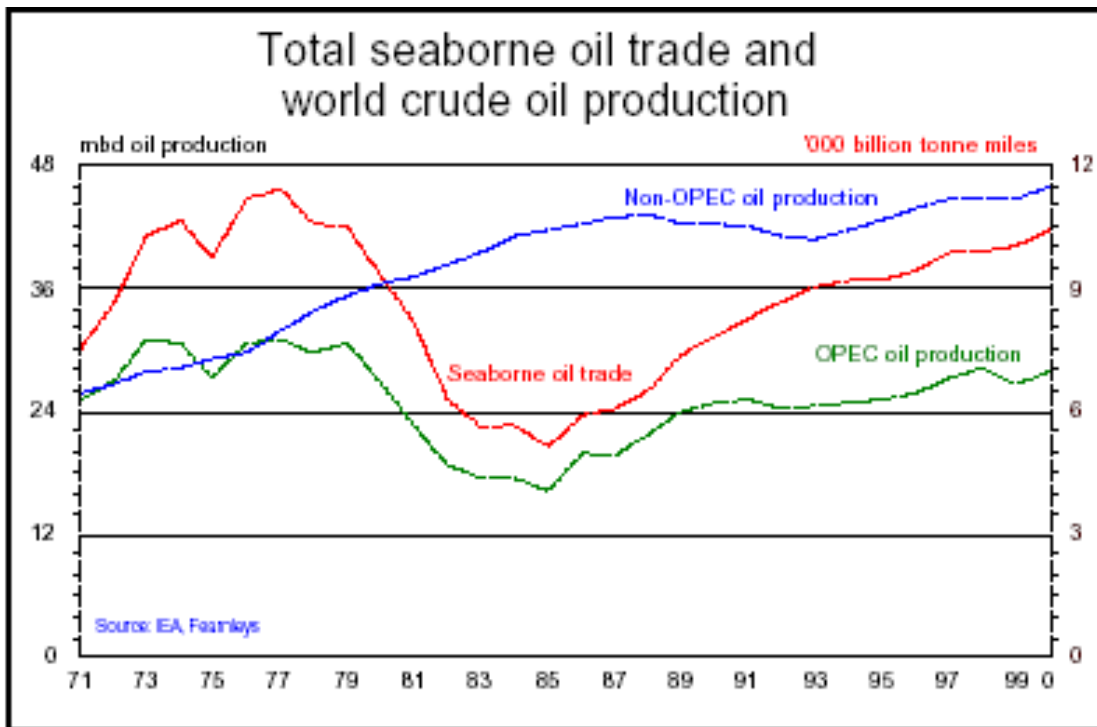


Abbildung C.1 Transport von Rohöl mit Tankern von 1971 bis 2000 nach Intertanko [40]

Weiter verfügt Intertanko gemäß der gleichen Publikation über Daten zur störungsbedingten Freisetzung von Öl, gemeint ist wahrscheinlich ebenfalls Rohöl.

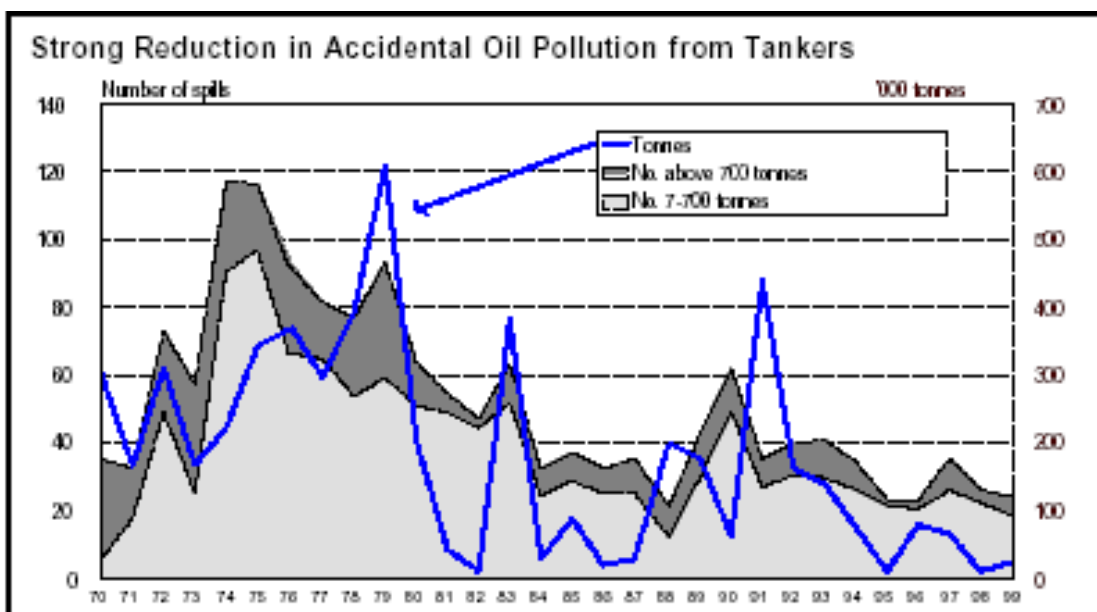


Abbildung C.2 Störungsbedingte Freisetzung von Öl beim Transport mit Tankern von 1970 bis 1999 nach Intertanko [40]

Aus beiden Grafiken lassen sich folgende Daten ablesen:

Tabelle C.16 Störungsbedingte Freisetzung von Öl aus Tankern und Transportleistung an Rohöl von Tankern 1971 bis 1999 nach Grafiken von Intertanko

Jahr	Freigesetzte Masse in 10 000 Tonnen	Transportleistung in Billionen Ton- nen*Meilen	Relativ freigesetzte Masse in 0,1 mg/Meile
1970	31,0		
1971	16,8	7,5	22
1972	31,0	8,6	36
1973	17,0	10,3	16
1974	22,5	10,7	21
1975	34,3	9,7	35
1976	37,0	11,2	33
1977	30,0	11,4	26
1978	39,0	10,6	37
1979	61,0	10,5	58
1980	22,0	9,1	24
1981	4,5	8,0	6
1982	1,5	6,2	2
1983	38,0	5,6	68
1984	3,5	5,6	6
1985	9,0	5,1	18
1986	2,3	6,0	4
1987	3,0	6,1	5
1988	20,0	6,5	31
1989	18,3	7,3	25
1990	7,0	7,8	9
1991	43,5	8,3	52
1992	16,5	8,6	19
1993	14,0	9,0	16
1994	7,8	9,2	8
1995	1,5	9,2	2
1996	8,0	9,4	9
1997	6,5	9,9	7
1998	1,5	9,9	2
1999	2,8	10,0	3
2000		10,4	

Insgesamt ergibt sich ein Mittelwert von ca. 2,1 mg störungsbedingt freigesetztem Öl pro Tonnenmeile Rohöl-Transportleistung für die dargestellten 29 Jahre.

Zwar zeigt die grafische Auftragung seit 1992 einen Rückgang der relativen Freisetzung, jedoch auch starke Schwankungen der relativen Freisetzung zwischen 1971 und 1999.

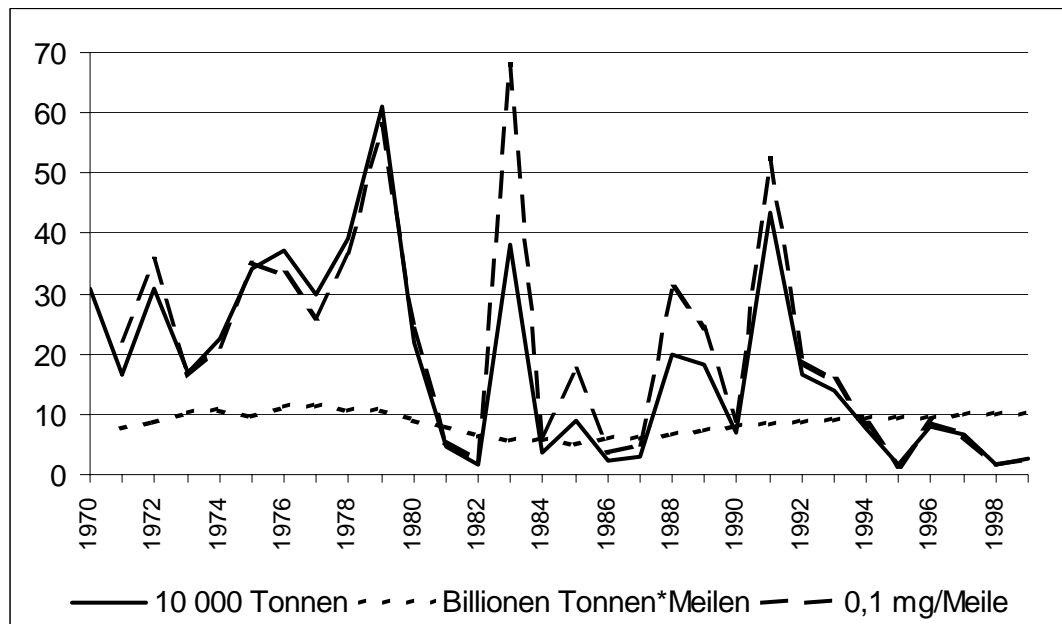


Abbildung C.3 Störungsbedingt freigesetzte Ölmasse und Transportleistung von Rohöl durch Tanker sowie relative Freisetzung nach Grafiken von Intertanko [40]

Zu beachten ist allerdings, dass die freigesetzten Massen pro Jahr oft nur auf wenige Unfälle zurückzuführen sind.

Tabelle C.17 Die 20 größten Ölfreisetzungen durch Tanker (nach INTERTANKO)

Name	Jahr	Freigesetzte Masse	Alter (Jahre)	Besitzer
Atlantic Empress	1979	278 854 t	5	Independ.
ABT Summer	1991	260 000 t.	15	Independ.
Amoco Cadiz	1978	222 101 t.	4	Oil Co.
Haven	1991	140 000 t.	18	Independ.
Odyssey	1988	136 426 t.	16	Independ.
Torrey Canyon	1967	124 011 t.	9	Oil Co.
Sea Star	1972	123 090 t.	4	Independ.
Texaco Denmark	1971	102 319 t.	1	Oil Co.
Hawaiian Patriot	1977	101 296 t.	12	Independ.
Independenta	1979	95 000 t.	1	State
Julius Schindler	1969	92 087 t.	14	Independ.
Uriquiola	1976	91 405 t.	3	Independ.
Braer	1993	85 000 t.	18	Independ.
Irenes Serenade	1980	81 855 t.	15	Independ.
Khark V	1989	76 398 t.	15	State
Katina P	1992	72 000 t.	26	Independ.
Aegan Sea	1992	72 000 t.	19	Independ.
Nova	1985	68 213 t.	10	Independ.
Wafra	1971	65 484 t.	15	Independ.
Sea Empress	1996	60 000 t.	3	Independ.
(35. Exxon Valdez	1989	36 426 t.	4	Oil Co.)

Die tatsächlich ausgelösten ökologischen und ökonomischen Schäden werden stark von den Randbedingungen des einzelnen Unfalles bestimmt und lassen sich nicht aus der durchschnittlich freigesetzten Masse ableiten. U.U. sind die Schäden durch eine kleinere freigesetzte Masse größer als durch eine größere freigesetzte Masse (vgl. Exxon Valdez als Nr. 35).

Tankerunfälle, Intertanko, Ergebnis:

Zu klären ist die Zugänglichkeit der Unfalldaten und ihre genauen Erfassungsbedingungen. Ein Abgleich mit einer weiteren Quelle zu dem Themenbereich sollte erfolgen.

Eine Zuordnung der Daten zum Modul „Transport von Rohöl auf See“ ist möglich, wie auch eine Zuordnung zur funktionellen Einheit „Tonnen*Meile Rohöltransport mit Tankern auf See“.

Schwierigkeiten sind allerdings im Bereich der Wirkungsabschätzung vorhanden, da eine Angabe von mg freigesetztes Rohöl pro Tonnen*Meile keinen Rückschluss auf tatsächlich ausgelöste ökologische oder ökonomische Schäden zulässt. Hierzu müssten ergänzende Datenquellen herangezogen und ausgewertet werden.

Weiter müssten Daten zur Vervollständigung der Prozesskette (Förderung, Verladung, Entladung, Produkttransport, Raffination) ergänzt werden.

C.6 Pipeline-Unfälle, Concawe, EU

Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die Datenbank von Concawe [15].

Concawe gibt die Transportleistung der erfassten Mineralölfornleitungen in $\text{m}^3 \cdot \text{km}$ für 1971, 1995 sowie für die Jahre 1996 bis 2000 bezogen auf alle transportierten Produktarten an. Für 1996 erfolgen die Angaben auch differenziert nach Rohöl und Mineralölprodukten. Letzteres lässt vermuten, dass diese Daten ab 1996 in dieser Weise differenziert bei Concawe vorliegen könnten.

Tabelle C.18 Übersicht über die Datenbank zu Pipelineunfällen von Concawe [15]

Ersteller	Concawe, Brüssel, Oil Pipeline Management Group
Host	Concawe, Brüssel
Datenquellen	Mitglieder von Concawe
Datenbestand	Von 1971 bis 1995 wurden 341 Unfälle erfasst, zwischen 1996 und 2000 wurden 38 Unfälle erfasst.
Erfassungsbedingungen	<p>Erfasst werden Freisetzungen von 1 m^3 oder mehr aus Fernleitungen für Rohöl und Mineralölprodukten (länger als 2 km) in den westlichen OECD-Mitgliedstaaten, ausgenommen die Türkei (19 Staaten). Von 1971 bis 1998 wurden nur Leitungen im Besitz von Mineralölunternehmen berücksichtigt, ab 1988 auch nicht kommerzielle Leitungen (z.B. Nato-Leitungen). Seit 1991 werden auch die Leitungen im deutschen Beitrittsgebiet erfasst. Concawe vermutet, dass damit 99,5% der entsprechenden Leitungen in den berücksichtigten Staaten erfasst werden.</p> <p>Nicht berücksichtigt werden off-shore-Leitungen und Rohrleitungen an Tankerterminals.</p>
Enthaltene, relevante Daten	<p>Die in den beiden Publikationen von Concawe angegebenen Daten unterscheiden sich qualitativ. Insofern kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Originaldatenbank von Concawe mehr Informationen enthält, als in den Publikationen dargestellt.</p> <p>Concawe gliedert die erfassten Leitungen in Leitungen für</p> <ol style="list-style-type: none"> nicht erwärmtes Rohöl (1995 9000 km) nicht erwärmte Mineralölprodukte (1995 21000 km) erwärmte Produkte (Rohöl, Schmieröle, schweres Heizöl 1995 600 km). <p>Einige Leitungen können für Rohöl und Mineralölprodukte genutzt werden.</p> <p>Concawe macht Angaben für 1971 und 1995 sowie für die Jahre 1996 bis 2000 zum jährlichen Transport von Rohöl und Mineralölprodukten durch entsprechende Fernleitungen in $\text{m}^3 \cdot \text{km}$.</p> <p>Zu den Unfällen im Zeitraum 1971 bis 1995 werden u.a. angegeben (vgl. Tabelle C.20):</p> <ul style="list-style-type: none"> • Geförderte Öle • Geographische Charakteristik der Umgebung des Lecks • Beeinflussung von Trinkwasser • Verletzte Personen • Getötete Personen • Verschmutzte Fläche in m^2

	<ul style="list-style-type: none"> • Insgesamt ausgetretenes Volumen je Unfall in m³ • Nicht aufgefangenes Volumen je Unfall in m³ <p>Für den Zeitraum 1996 bis 2000 werden u.a. angegeben:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Anzahl der Unfälle je Größenklasse des nicht aufgefangenen Volumens • Verschmutzung von Böden • Verschmutzung von Wasserläufen • Verschmutzung von Trinkwasser <p>Für das Jahr 2000 werden weiter je Unfall</p> <ul style="list-style-type: none"> • die Fläche des verschmutzten Bodens in m², • die Folgekosten • die Dauer der Sanierungsarbeiten in Tagen <p>angegeben.</p>
Nutzbarkeit der Daten für Ökobilanzen	Die von Concawe veröffentlichten Angaben lassen eine Zuordnung zu Modulen und zu funktionellen Einheiten zu. Die Angaben zu Wirkungen geben ökologische und ökonomische Wirkungen nur indirekt (für 1971 bis 1995) wieder.
Zuordnung zu Modulen	Die Daten für 1971 bis 1995 können den Modulen „Transport in On-Shore-Mineralölfernleitungen für <ul style="list-style-type: none"> a) Rohöl b) „weiße“ Mineralölprodukte c) erwärmtes schweres Heizöl d) erwärmte Schmieröle e) Rohöl oder „weiße“ Mineralölprodukte“ zugeordnet werden.
Zuordnung zu funktionellen Einheiten	Für 1971 und 1995 ist die Transportleistung in m ³ *km für alle Mineralölarten zusammen angegeben. Für die Zeit zwischen 1996 bis 2000 sind die Transportleistungen für alle Mineralölprodukte zusammen in m ³ *km angegeben (vgl. Tabelle C.19).
Nutzbarkeit in der Wirkungsabschätzung	<p>Aus den Angaben für den Zeitraum von 1971 bis 1995 lassen sich folgende Arten von Angaben als Mittelwert errechnen (vgl. Tabelle C.21):</p> <ul style="list-style-type: none"> a) Brutto und Netto freigesetztes Volumen in m³ sowie Fläche des verunreinigten Bodens in m² je m³*km b) Verletzte und getötete Personen je m³*km c) Anteil der Unfälle mit Schädigung von Trinkwasser in %. <p>Die Daten nach a) lassen sich bezogen auf die von Concawe definierten 6 Typen der Umgebung des Lecks berechnen (vgl. Tabelle C.22)</p>

Tabelle C.19 Transportleistungen von Mineralölfornleitungen in den westlichen OECD-Staaten nach Concawe [15]

	1971	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Transportleistung insgesamt in 10^9 m ³ *km	90	114,3	199	117	123	125	126
Transportleistung an Rohöl in 10^9 m ³ *km		85,4					
Transportleistung an Mineralölprodukten in 10^9 m ³ *km		28,9					

Die Wirkungen von Freisetzungen aus Mineralölfornleitungen werden in den von Concawe veröffentlichten Daten klassifiziert bzw. quantifiziert. Eine Auswertung unter Kombination von auf diesen Angaben basierenden Bedingungen ist möglich.

Tabelle C.20 Von Concawe veröffentlichte, wesentliche Angaben zu Wirkungen von Unfällen von Mineralölfornleitungen [15]

Geförderte Öle	Rohöl	„weißes“ Mineralölprodukt	Erwärmtes Heizöl	Rohöl und „weiße“ Mineralölprodukte	Erwärmte Schmieröle	
Geographische Charakteristik der Umgebung des Lecks	Gewerbegebiet	Industriegebiet	Wohngebiet	Ländlich	Wald	gebirgig
Beeinflussung von Trinkwasser	Ja	Nein				
Verletzte Personen	Anzahl					
Getötete Personen	Anzahl					
Verschmutzter Boden	m ²					
Ingesamt ausgetretenes Volumen je Unfall	m ³					
Nicht aufgefangenes Volumen je Unfall	m ³					

Für die Zuordnung zu funktionellen Einheiten ist die Bildung entsprechender Mittelwerte möglich. Zu beachten ist hierbei, dass sich die Erfassungsgrundlage im Berechnungszeitraum mehrfach strukturell geändert hat (ab 1988 auch nicht kommerzielle Leitungen, sowie seit 1991 auch Leitungen im deutschen Beitrittsgebiet). Die Bildung von Mittelwerten über kürzere Zeiträume kann daher aussagekräftiger sein.

Tabelle C.21 Für Mineralöföhrnleitungen nach den von Concawe veröffentlichten Angaben [15] errechenbare Mittelwerte für Wirkungen

Errechenbarer Mittelwert für	Zeitraum 1971 bis 1995
Brutto freigesetztes Volumen in $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{km})$	2,39E-08
Netto freigesetztes Volumen in $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{km})$	1,08E-08
Fläche des verunreinigten Bodens in $\text{m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{km})$	2,61E-07
Verletzte Personen je $\text{m}^3 \cdot \text{km}$	7,83E-13
getötete Personen je $\text{m}^3 \cdot \text{km}$	4,70E-12
Anteil der Unfälle mit Schädigung von Trinkwasser in %.	3,23%

Ökologische oder ökonomische Folgen von Unfällen werden von Concawe nicht explizit angegeben. Allerdings kann auf der Basis der klassifizierten Daten zur Umgebung der Lecks bedingt eine ökologische Wirkung unterstellt werden. Insofern lassen sich ökologische Wirkungen bedingt einer funktionellen Einheit zuordnen.

Tabelle C.22 Nach Daten von Concawe [15] für bestimmte Gebietstypen errechenbare mittlere Wirkungen

	Anteil der Unfälle in %	Brutto freigesetztes Volumen in $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{km})$	Netto freigesetztes Volumen in $\text{m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{km})$	Fläche des verunreinigten Bodens in $\text{m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{km})$
Gewerbegebiet	2,64%	5,27E-10	6,66E-11	7,05E-12
Industriegebiet	23,75%	4,15E-09	1,38E-09	6,19E-11
Wohngebiet	3,52%	4,68E-10	3,45E-10	9,01E-12
Ländlich	49,27%	1,52E-08	8,23E-09	1,27E-10
Wald	0,59%	6,07E-11	2,35E-12	1,57E-12
gebirgig	0,29%	3,92E-12	2,74E-12	3,92E-13
Keine Angaben	19,94%	3,52E-09	7,87E-10	5,33E-11

Tabelle C.23 Unfälle mit Mineralölpipelines in Europa in 2000 nach Concawe [15]

	No.	1	2	3	4	5	6	TOTAL
	Pipeline or Pump /Receipt Station	P/L	P/L	P/L	P/L	P/L	R/S	
	Pipe Spec. mm (inch)	Pressure sensor connection	5LX-42 300 x 7.14 12" x 0.32	TSE 415 300 x 5.6 12" x 0.24	5LX-52 255 x 6.7 10" x 0.26	5LB 600 x 7.1 24" x 0.312"	STE 360.7 300 x 10 12" x 0.43"	
	Commodity	Product	Product	Product	Product	Product	Crude oil	
Spillage m ³	Spilled	175	7	8	159	1	10	360
	Recovered	172	6	0	95	0	3	276
	Net	3	1	8	64	1	7	84
	How Discovered	Third party	Third party	Third party	Automatic detection system	Third party	Third party	
Cause	Category	Mechanical failure A(b)	Third party accidental E(a)	Third party accidental E(a)	Third party accidental E(a)	Third party incidental E(c)	Internal corrosion C(b)	
	Origin	Faulty small bore pipework material	Pneumatic drill puncture	Mechanical digger puncture	Bulldozer puncture	Previous mechanical damage to pipeline led to cracking	Localised pitting corrosion	
	Potable /Other water Pollution	No/None	No/None	No/None	No/None	No/None	No/None	
	Soil Pollution Area (m ²)	Yes 60	Yes	No	Yes	Yes 150	Yes 150	
	Estimated Cost (EUR) ¹	425 000	25 000	80 000	160 000	170 000	158 000	1 018 000
	Cleanup Days	70	30	-	200	30	11	

¹ Notes: (i) The value of the Euro at end 2000 was 0.9 USD

Tabelle C.24 Klassifizierung der Ursachen von Störungen an Mineralölfernleitungen zwischen 1996 und 2000 nach Concawe [15]

A Mechanical failure	B Operational	C Corrosion	D Natural hazard	E Third party activity
(a) Construction fault	(a) System malfunction	(a) External (a)	Landslide/subsidence	(a) Direct damage – accidental
(b) Materials fault	(b) Human error	(b) Internal	(b) Flooding	(b) Direct damage – malicious
		(c) Stress corrosion cracking	(c) Other	(c) Incidental damage

Pipelineunfälle, Concawe, Ergebnis:

Die Datenbank von Concawe über Unfälle von On-Shore-Pipelines erlaubt eine Zuordnung zu einem entsprechenden Modul und zur Transportleistung dieser Leitungen als Funktionelle Einheit. Bei Zugang zur Originaldatenbank wäre ggf. noch eine Disaggregation in Transport von Rohöl und Mineralölprodukten möglich.

Ökologische und ökonomische Folgen von Unfällen werden in der Datenbank nur z.T. erfasst. Allerdings wird das jeweils freigewordene Brutto- und Nettovolumen sowie die Umgebung des Lecks nach einem sechsstufigen Klassifizierungssystem erfasst. Es erscheint sinnvoll, die Anwendbarkeit dieses Ansatzes im Sinne eines Indikationssystems auf andere Module (z.B. andere Transportmittel) zu prüfen und ihn ggf. weiter zu entwickeln, da eine Vergleichbarkeit verschiedener Module auf dieser Basis leichter herzustellen sein dürfte als auf der Basis von detaillierten Daten zu den tatsächlichen ökologischen Schäden.