

Entwicklung eines ökologischen Bewertungsmodells zur Beurteilung elektronischer Systeme

vorgelegt von
Diplom-Ingenieur
Nils F. Nissen

Vom Fachbereich 12 - Elektrotechnik
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften
– Dr.-Ing. –

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr.-Ing. D. Naunin

1. Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Dr. E.h. H. Reichl

2. Gutachter: Prof. Dr. H.-G. Wagemann

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 15. Februar 2001

Berlin 2001

– D83 –

Danksagung

Ich möchte mich bei Allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Da wären als Erste die Mitglieder des Promotionsausschusses, Professor Reichl, Professor Wagemann und Professor Naunin. Professor Reichl gilt mein besonderer Dank in seiner Rolle als Doktorvater und für die Einrichtung und Unterstützung der Arbeitsgruppe Umwelt und Transfer (jetzt Abteilung Environmental Engineering), in der ich 5 Jahre arbeiten durfte.

Meine nun ehemaligen Kollegen aus dieser Zeit haben alle auf ihre Art etwas zum Inhalt oder zum Gelingen beigetragen, allen voran Hansjörg (Torsten) Griese, Jutta Müller und Andreas Middendorf, aber auch Harald Pötter, Lars Heinze, Irina Stobbe, Stefan Ast und Henning von Lücken.

Dann waren da noch einige Studenten (etliche davon haben das Studium längst hinter sich), die entweder gemeinsam mit mir oder seltener sogar für mich gearbeitet haben: Wulf-Helge Siegert, Jascha Oelichmann, Silke Hermanns, Agnes Maddalinski, Karl-Heinz Zuber, Jan Hefer und Olaf Ness.

Ich möchte die Arbeit meiner Frau Katrin widmen, die Alles, was zu einer etwas langgezogenen Promotion gehört, mit durchmachen musste. Aber es hat ja Alles geklappt.

Schließlich danke ich meinem Sohn Malte, der während diverser Nachtwachen kurz nach seiner Geburt im Mai 2001 ab und zu die Fertigstellung dieser letzten Druckversion zugelassen hat.

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wird eine Methode für die Umweltbewertung elektronischer Systeme vorgestellt. Dieses System soll bereits etablierte Bewertungssysteme, wie die mittlerweile in der Öffentlichkeit bekannte Ökobilanzierung, nicht ersetzen, sondern durch eine modulare Grundstruktur bisherige Ansätze geeignet ergänzen und die Anwendbarkeit in der Praxis erhöhen.

Der Hauptschwachpunkt der Ökobilanz und verwandter Systeme ist der immense Aufwand zur Datenrecherche, um für ein komplexes Elektronikprodukt alle beteiligten Prozesse über den gesamten Lebensweg zu bilanzieren. Zudem ist die übliche Ergebnisdarstellung in Form von Äquivalenzwerten zu einzelnen Umweltwirkungen (z.B. CO₂-Äquivalente für Global Warming Potential GWP oder zu deutsch Treibhauspotential) für den Einsatz in der Produktoptimierung nur schwer zu vermitteln.

Die primären neuen Ansatzpunkte sind daher, für Ingenieure und Designer besser verständliche Bewertungsergebnisse zu erreichen und Bewertungsmodule zu schaffen, die mit verringertem Datenaufwand Antworten auf umweltrelevante Fragen während der Produktentwicklung geben können.

Die wichtigsten Einzelfragestellungen, wie sie auch bereits vermehrt in der Industrie gestellt werden, betreffen die Umweltgefährdung durch in der Elektronikindustrie eingesetzte Stoffe, den Energiebedarf der Unternehmen und ihrer Produkte sowie die Recyclingfähigkeit von Elektronik bzw. deren umweltgerechte Entsorgung bei bestmöglicher Ressourcenschonung.

Bereits aus der stofflichen Zusammensetzung eines elektronischen Produktes können Umweltbewertungen anhand der genannten Fragestellungen abgeleitet werden. Mit den Verfahrensmodulen dieser Stufe beschäftigt sich die Arbeit zentral, zumal die Bestimmung der Inhaltsstoffe von Elektronik für sich noch eine große Menge an Forschungsbedarf erkennen lässt. Elektronikunternehmen besitzen derzeit meist nur rudimentäre Kenntnisse über die Inhaltsstoffe ihrer Produkte bzw. der vielen zugekauften Komponenten, für die sie gegenüber den Kunden und dem Gesetzgeber die Produktverantwortung zu übernehmen haben.

Neu entwickelt wurde das Bewertungsmodul zur schnellen Einschätzung der Umweltrelevanz der Inhaltsstoffe von Produkten. Der so genannte Toxic Potential Indicator (TPI) fasst die Angaben von Sicherheitsdatenblättern numerisch zusammen und kann somit für praktisch alle Materialien der Elektronik mit geringem Aufwand ermittelt werden.

Darauf aufbauend werden komplexere Bewertungsmodule vorgeschlagen, welche neben den stofflichen Informationen auch Angaben zum strukturellen Aufbau des Produktes (zum Beispiel zur Untersuchung der Demontagefähigkeit) und Angaben zu den Prozes-

sabfolgen der Herstellung, des Produktgebrauchs und der Entsorgung benötigen. Liegen zu allen Phasen des Produktlebens hinreichende Prozessinformationen zu Stoff- und Energieflüssen inklusive der Emissionsmengen vor, kann ein fließender Übergang zur Ökobilanzmethodik vorgesehen werden.

Die ersten Schritte der modularen Bewertung – Vergleichseinheiten und deren Inhaltsstoffe bestimmen, Toxizitätsbewertung der Inhaltsstoffe und energetische Vorbewertung der Inhaltsstoffe – werden an Beispielszenarien mit diversen Bauelementtypen und verschiedenen Baugruppentypen durchgeführt.

Als komplexes Beispiel werden Umweltparameter der Elektronikminiaturisierung untersucht mit einem Schwerpunkt auf dem Vergleich moderner IC-Gehäuse-Varianten (unter anderem Flip Chip und Chip Scale Packages gegenüber DIP-, SO- oder QFP-Gehäusen). Dabei tritt als ein Ergebnis eine befürchtete generelle Zunahme der Schadstoffe in modernerer Elektronik nicht ein. Der Trend der Miniaturisierung, also der Minimierung von Material- und Energieeinsatz, um eine vorgegebene Funktion zu erfüllen, überwiegt die teilweise ansteigende Toxizität neuer Materialkombinationen. Lediglich der prozentuale Anteil umweltrelevanter Stoffe in elektronischen Produkten kann in Einzelfällen ansteigen. Berücksichtigt man die Zunahme von Produktions- und Verkaufszahlen in der Elektronikindustrie, so wird klar, dass die Umweltrelevanz der Elektronikbranche insgesamt – trotz der starken Miniaturisierung – noch steigt.

Nur wenn bei jeder Technologieentwicklung, bei jeder Produktentwicklung und bei jeder Investitionsentscheidung eine schnell rückkoppelnde Umweltbetrachtung durchgeführt wird, kann der effektive Trend in der Elektronikindustrie für die Umwelt positiv gestaltet werden. Die modulare Bewertung, die in dieser Arbeit entwickelt, vorgestellt und eingesetzt wird, trägt an einigen bisher vernachlässigten neuralgischen Punkten der Entscheidungskette dazu bei.

Abstract

In this work, a method for the environmental evaluation of electronic systems is presented. The proposed method is not intended to replace existing assessment systems, such as the Life Cycle Assessment methodology, but rather to enhance the practical usability through a modular approach.

The main weak point of life cycle assessments and similar systems is the immense amount of data needed to model all processes along the life cycle of a complex electronic product. Additionally, the format of results as equivalence values for environmental impacts (e.g. CO₂ equivalents for the Global Warming Potential GWP) are often not very suitable for direct use in product optimisation.

The primary aims are consequently to achieve evaluation results, which are better suited for engineers and designers, and to define new assessment modules, which can be used to answer relevant environmental questions during the product design cycle with a reduced need for detailed data. The most prominent environmental questions, asked by industry and science alike, concern the potential environmental impact of substances used in electronics and the high energy consumption of electronics companies and their products. Another concern is the recyclability of electronics or more general the environmentally correct disposal with maximum overall resource conservation.

The material composition of electronic products is a logical starting point to give first answers to these questions. The thesis focuses on evaluation modules building on this data level, keeping in mind that the identification and quantification of these materials is a research field in itself. Currently, most electronics companies will have only rudimentary knowledge of the substances contained in their products or in the many externally supplied components therein. Nonetheless, they have to bear the product responsibility towards their customers and towards the various regulatory bodies.

A new evaluation module for the estimation of the environmental relevance of product constituents has been developed. The so-called Toxic Potential Indicator (TPI) summarises various data entries from material safety data sheets into one number. Based on the broad availability of those data sheets TPI values can be generated efficiently for most materials used in electronic products.

Around and based on this fast screening module, more complex evaluation parts are shown, which additionally to the product material list take structural information (e.g. for disassembly investigations) and partial process flows from production, product use and disposal into account. Where sufficient data for all phases of the life cycle are available, a continuous transition to life cycle analysis is envisioned.

The first steps of the modular evaluation system – definition of comparison units and their

constituents, toxicity screening and materials based energy evaluations – are demonstrated with scenarios covering various electronic component types and different assembly types. As a more complex example, environmental implications of the miniaturisation of electronics are investigated, with emphasis on modern IC packaging technologies (e.g. flip chip or chip scale packages compared to the conventional DIP, SO and QFP packages). The results do not show a purported general increase of toxic substances in modern electronic appliances. The trend of the miniaturisation, i.e. the minimisation of material and energy expenditure to achieve a given function, outweighs the potential increase of toxicity through new material combinations. Thus the percentage of environmentally relevant substances, but not the cumulative evaluation will increase, and only in some cases. When the steep increase of production volumes in the electronics industry is entered into the equation, it becomes obvious, however, that the environmental relevance of the sector as a whole is rising despite the steady miniaturisation trend.

Environmental assessments with fast feedback loops have to be incorporated into all technology development, into product design and even in production investment decisions to turn the effective environmental trend in the electronics industry in a positive direction. The modular evaluation system developed, presented and demonstrated in this work will contribute to this at some of the previously neglected points of decision-making processes.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung (deutsch) / Abstract (englisch)	3
Abkürzungsverzeichnis	11
1 Einleitung	17
2 Ökologische Bewertungsmodelle	27
2.1 Entwicklung der Systembewertung aus Umweltsicht	27
2.2 Anwendung der klassischen Ökobilanz in der Elektronik	35
2.3 Ökobilanzbewertung mit der Eco-Indicator-95-Methode	43
2.3.1 Details der Eco-Indicator-Auswertung	43
2.3.2 Anwendung und Bewertung des Eco-Indicators	48
2.4 Weitere Ansätze zur ökologischen Bewertung im Überblick	50
2.4.1 Das Modell der Ökopunkte (BUWAL)	50
2.4.2 Environment Priority Strategies (EPS)	53
2.4.3 Material-Input pro Service-Einheit (MIPS)	54
2.4.4 Kumulierter Energieaufwand (KEA)	56
2.4.5 Bewertung mit Toxizitätsäquivalenten nach Gebler	57
2.5 Anforderungen an Bewertungssysteme	59
2.6 Vergleich der vorgestellten Bewertungsverfahren	61
3 Ein modulares Bewertungsverfahren für elektronische Systeme	65
3.1 Konzept für die neue modulare Bewertungsmethodik	65
3.2 Das Schadstoffpotential oder Toxic Potential Indicator	70
3.2.1 Beschreibung der Bewertungsmethode TPI	71
3.2.2 Normskala und mathematische Grundlagen der Aggregation	72
3.2.3 Eingangsgröße Gefahrstoffverordnung	74
3.2.4 Eingangsgröße MAK-Werte-Liste	77
3.2.5 Eingangsgröße Katalog wassergefährdender Stoffe	78

3.2.6	Zusammenstellung des Gesamtberechnung TPI	80
3.2.7	TPI-Beispiele für Materialien und Bauteile	81
3.3	Toxizitätspotentiale bei Prozessen: Das ProTox-Modell	83
3.4	Energie als Bewertungsindikator	85
3.4.1	Energie zur Bereitstellung der Rohmaterialien	86
3.4.2	Energie in der Gebrauchsphase	88
3.4.3	Energie in der Herstellungsphase	89
3.4.4	Energie in der Entsorgungsphase	92
3.5	Bewertungsmodule für das Recycling elektronischer Produkte	93
4	Umweltrends der Technologieentwicklung: Szenarienbewertung der Miniaturisierung elektronischer Produkte	95
4.1	Trendbildung über Vergleichseinheiten in der Elektronik	95
4.2	Inhaltsstoffbestimmung und Untersuchungsgegenstände	98
4.2.1	Recherche der Inhaltsstoffe von Bauelementen und Organisation der Daten	98
4.2.2	Überblick der Untersuchungsgegenstände	101
4.2.3	Beispiel: FR4 – Glasfaserverstärktes Epoxidharz	102
4.2.4	Beispiel: Kunststoff-IC-Gehäuse	105
4.3	Miniaturisierung auf IC-Ebene	111
4.4	Miniaturisierung auf IC-Packaging-Ebene	115
4.5	Technologiegenerationen auf Baugruppenebene	121
4.5.1	Überblick der betrachteten Technologiestufen	121
4.5.2	Beschreibung der Vergleichseinheit	122
4.5.3	Beschreibung und Auswertung der Baugruppen	123
4.5.4	Vergleich der Technologiestufen	131
4.6	Zunahme der Stückzahlen gegenüber Abnahme des Materialeinsatzes . . .	135
5	Schlussfolgerungen und Ausblick	139
	Literaturverzeichnis	143
	Anhang A: R-Werte-Listen mit Einstufungen für TPI-Berechnungen	153
	Anhang B: Kurzbeschreibung des WGK99-Verfahrens	163
	Anhang C: Umrechnung von Rohenergieträgern in Primärenergie	167

Anhang D: Toxizität der Stoffanteile eines CMOS-ICs	169
Anhang E: Beschreibung von Beispielkomponenten	173
E.1 Varianten von Flachbaugruppen	173
E.2 Leiterplattenvarianten	177
E.3 IC-Gehäuse in Durchsteckmontage (DIP, CERDIP, PGA)	180
E.4 Oberflächenmontage: Standard SMT-Gehäuse (PLCC, SO, SOJ, QFP) . .	184
E.5 Weitere SMT-Varianten (BGA, COB, FC, CSP, TB-BGA)	187
Anhang F: MÖWE – Datenbank zur modularen ökologischen Bewertung	197

Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atomabsorptionsspektroskopie, chemische Analysemethode
ABS	Acrylnitrilbutadienstyrol, ein Kunststoff
ADC	Analog to Digital Converter
AP	Acidification Potential (Versauerungspotential), eine Bewertungsklasse bei Ökobilanzen
APME	Association of Plastics Manufacturers in Europe
ASIC	Application Specific Integrated Circuit
AVT	Aufbau- und Verbindungstechnik
BCF	Bioakkumulationspotential (oder -faktor)
BGA	Ball Grid Array, eine IC-Gehäuseform
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Schweiz
CAD	Computer Aided Design
C.A.U.	Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich, Frankfurt am Main
CCC	Ceramic Chip Carrier
CERDIP	Ceramic DIP, eine IC-Gehäuseform
CML	'Centrum voor Milieukunde Leiden', Centre for Environmental Studies, Universität Leiden, Niederlande
CMOS	Complementary Metal Oxide Semiconductor
COB	Chip on Board, Sammelbegriff für mehrere IC-Montagetechniken, die ohne Gehäuse im herkömmlichen Sinne auskommen
COB-WB	Chip on Board - Wire Bonded, eine IC-Montagetechnik
COD	Chemical Oxygen Demand, auch Cumulative Oxygen Demand (deutsch: CSB)
COF	Chip on Flex, eine IC-Montagetechnik
CoO	Cost of Ownership, eine ganzheitliche Kostenrechnung unter Einbeziehung ökologischer Aspekte
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (englisch: COD)

CSP	Chip Scale Package (auch Chip Size Package), eine IC-Gehäuseform
DCA	Direct Chip Attach, meist synonym zu Flip Chip verwendet, eine IC-Montagetechnik
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan, ein Pestizid
DIP	Dual Inline Package, auch DIL abgekürzt, eine IC-Gehäuseform
DOC	Dissolved Organic Carbon, ein Summenparameter für die organische Gewässerbelastung
E-E, E_E	Energiebilanz der Entsorgungsphase im modularen Bewertungssystem
E-G, E_G	Energiebilanz der Gebrauchsphase im modularen Bewertungssystem
E-H, E_H	Energiebilanz der Herstellungsphase (ohne Rohmaterialgewinnung) im modularen Bewertungssystem
E-RM, E_{RM}	Energiebilanz der Rohmaterialgewinnung im modularen Bewertungssystem
EEV	Endenergieverbrauch (KEA Modell)
ELU	Environmental Load Unit, Bewertungseinheit des schwedischen EPS Modells
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt, Schweiz
EMS	Edelmetallscheideanstalt, eine Entsorgungsvariante für Elektronikkomponenten im RPI Modell
EMV	Elektromagnetische Verträglichkeit
EPROM	Erasable Programmable Read Only Memory
EPS	Environmental Priority Strategies, ein schwedisches Umweltbewertungsmodell
ETH(Z)	Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Schweiz
FC	Flip Chip, eine IC-Montagetechnik
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe (englisch: CFC chloroflourocarbons)
FR	Flame Retardant (Flammhemmer), als Oberbegriff mehrerer Flammhemmermischungen
GF	Glasfasern, als Verstärkung in Kunststoffen
GWP	Global Warming Potential (Treibhauspotential), eine Bewertungsklasse bei Ökobilanzen
HDPE	High Density Poly-Ethylen, ein Kunststoff
HMV	Hausmüllverbrennungsanlage, eine Entsorgungsvariante für Elektronikkomponenten im RPI Modell

I/Os	Inputs and Outputs, bei ICs oder Baugruppen
ICP	Inductive Coupling Plasma, chemische Analysemethode
IVL	'Svenska Miljöinstitutet', Swedish Environmental Research Institute
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KW	Kohlenwasserstoffe, als Gruppe von gasförmigen Emissionen
LCA	Life Cycle Analysis, engl. Bezeichnung für Ökobilanzen (auch Life Cycle Assessment)
LCC	Life Cycle Costing
LD ₅₀	lethale Dosis, ein Toxizitätsmaß für Chemikalien
LQFP	Low Profile QFP, eine IC-Gehäuseform
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration eines Stoffes in Luft, in mg/m ³
MCC	Microelectronics and Computer Technology Corporation, USA
MCM	Multichip Modul, eine IC-Montagetechnik
MI	Materialintensität, eine Bewertungsgröße des MIPS Modells
MIPS	Material-Input pro Service-Einheit (material intensity per service or sequence), Bewertungsmodell des Wuppertal-Instituts für Klima und Umwelt
MSI	Material Stream Toxicity Indicator, Einheit des ProTox Modells
NEMA	National Electrical Manufacturers Association, USA
NEV	Nichtenergetischer Verbrauch (KEA Modell)
NOH	'Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen', National Reuse of Waste Research Program, Niederlande
NOVEM	'Nederlandse Onderneming voor Energie en Milieu', Netherlands Agency for Energy and the Environment
NP	Nutrition Potential (Eutrophierungs- oder Überdüngungspotential), eine Bewertungsklasse bei Ökobilanzen
ODP	Ozone Depletion Potential (Ozongefährdungspotential), eine Bewertungsklasse bei Ökobilanzen
PA	Polyamid, ein Kunststoff
PBDE	Polybromierte Diphenylester, eine Stoffgruppe bromierter Flammschutzmittel
PC	Polycarbonat, ein Kunststoff
PC	Personal Computer
PCB	Printed Circuit Board, vorzugsweise als PWB (Printed Wiring Board) zu bezeichnen, da PCB auch Polychlorierte Biphenyle bezeichnet

PCP	Pentachlorphenol
PE	Polyethylen, ein Kunststoff
PET	Polyethylen-Terephthalat, ein Kunststoff
PF	Persistenzfaktor
PGA	Pin Grid Array, eine IC-Gehäuseform
PI	Polyimid, ein Kunststoff
PLCC	Plastic Leaded Chip Carrier, eine IC-Gehäuseform
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential, eine Bewertungsklasse bei Ökobilanzen, auch Sommersmog genannt
PP	Polypropylen, ein Kunststoff
ProTox	Process Toxicity Screening, ein Bewertungsmodul dieser Arbeit
PS	Polystyrol, ein Kunststoff
PTFE	Polytetrafluorethylen (Teflon), ein Kunststoff
PVC	Polyvinylchlorid, ein Kunststoff
PWB	Printed Wiring Board (seltener auch Printed Circuit Board, PCB), englische Bezeichnung für Leiterplatte
PWMI	European Centre for Plastics in the Environment, Brussels
QFP	Quad Flat Pack, eine IC-Gehäuseform
RIVM	'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene', Nationales Institut für öffentliche Gesundheit und Umweltschutz, Niederlande
RPI	Recycling Potential Indicator, ein Bewertungsmodul in dieser Arbeit
SDIP	Shrink DIP, eine IC-Gehäuseform
SEI	Stoffgebundener Energieinhalt (KEA Modell)
SETAC	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
SMD	Surface Mount Device
SMT	Surface Mount Technology, Oberflächenmontage
SO	Small Outline (auch Standard Outline), eine IC-Gehäuseform
SOJ	Small Outline J-leaded, eine IC-Gehäuseform
SO _x	Schwefeloxide, als Stoffgruppe von Emissionen
SPA	Single Parameter Analysis, eine Ökobilanz (oder Life Cycle Analysis, LCA), bei der nur nach einem Parameter ausgewertet wird
SQFP	Small oder Shrink QFP, eine IC-Gehäuseform
SSO	Shrink SO, eine IC-Gehäuseform

TAB	Tape Automated Bonding, eine IC-Montagetechnik
TB-BGA	Top-Bottom-BGA, eine IC-Gehäuseform
TBBA	Tetrabrombisphenol A, ein in der Elektronik verbreiteter Flammschutzmittel
TFP/VTFP	Thin Flat Pack, Vertical TFP, eine IC-Gehäuseform
THT	Through Hole Technology, Durchsteckmontage
TPI	Toxic Potential Indicator, ein Modul des modularen Bewertungsmodells
TQFP	Thin QFP, eine IC-Gehäuseform
TRK	Technische Richtkonzentration, Arbeitsschutzgrenzwert für kanzerogene Stoffe, für die kein MAK-Wert angegeben werden kann
TSSO	Thin Shrink SO, eine IC-Gehäuseform
UBM	Under Bump Metallisation, eine Abfolge von Metallisierungsschichten der Flip Chip Technik
UBP	Umweltbelastungspunkte, Bewertungseinheit des BUWAL Modells
VNCI	'Vereniging van de Nederlandse Chemische Industrie', Association of the Dutch Chemical Industry, Niederlande
VSO	Very Small Outline, eine IC-Gehäuseform
WGK	Wassergefährdungsklasse
XRF	Energie-Dispersive Röntgen-Fluoreszenz, chemische Analyseverfahren

1 Einleitung

Die umweltverträgliche Neuorientierung der Industrieländer stellt einen der wesentlichen Schlüssel für die Zukunftsfähigkeit der Weltwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert dar. Neben den traditionell materialintensiven Branchen wie der Anlagen- und Verkehrstechnik ist die Elektronikindustrie durch ihre rasante Entwicklung, den verursachten Energiebedarf und die Durchdringung aller Bereiche des täglichen Lebens und der Industrie von immenser Bedeutung für das Gelingen dieses Wandels.

Zur Erreichung dieses hochgesteckten, aber dringenden Zieles ist es notwendig, nach und nach alle Bereiche der Industrie, der Politik und der Alltagskultur auf ihre negativen Umweltauswirkungen hin zu durchleuchten. Veränderungen sind in erster Linie dort anzusetzen, wo besonders gravierende, und gegebenenfalls irreversible Schäden auftreten und wo am effektivsten eine Verbesserung für die Umwelt zu erreichen ist.

Dazu ist eine vielschichtige Umweltbewertung nötig. Eine umfassende und vor allem objektive Umweltbewertung ist seit langem ein Wunsch sowohl der Politik und der Wissenschaft als auch von Teilen der Wirtschaft und von der engagierten Öffentlichkeit. Umweltfragen sind im globalen Zusammenhang mittlerweile ein wichtiger Teil von internationalen Beratungen und Vereinbarungen, und auch für den Einzelnen ist die Umwelt durch Energiesteuerdiskussion, Mülltrennung, Energiesparlampen und weitere „grüne“ Produkte stets präsent.

In der bisherigen Entwicklung ist dieses Gebiet durch sehr kontroverse Diskussionen und relativ schnelle Wechsel bezüglich des aktuellen Standes der Forschung und der fortlaufenden Anerkennung neuer Verfahren gekennzeichnet. In der vorliegenden Arbeit sollen sowohl wichtige Diskussionspunkte aus der momentanen Sichtweise aufgenommen werden als auch neue Lösungsansätze für die Anwendung von Umweltbewertungen speziell in der Elektronik aufgezeigt werden.

Der im Wesentlichen von Ingenieuren geprägte Ansatz, alle Umwelteigenschaften in Form einer zusammenfassenden Zahl darstellen zu wollen, muss dabei ebenso kritisch hinterfragt werden, wie der systemtheoretisch einsichtige Weg der Umweltwissenschaftler, ein Produkt (oder allgemeiner den Nutzen eines Systems) durch die Bilanz aller beteiligten Prozesse und deren Emissionen „von der Wiege bis zur Bahre“ – also über alle Lebenszyklusphasen der Herstellung, des Gebrauchs und der Entsorgung – erfassen zu wollen.

In diesem Spannungsfeld teilweise noch offener Grundsatzfragen, teilweise sich herausbildenden Konsenses und ständig neuer Lösungsansätze und Bewertungsverfahren stellt die Umweltbewertung von Elektronik eine besondere Herausforderung dar. Elektronische Produkte und deren Herstellung sind weitaus komplexer, als die in den Umweltwissenschaften erprobten Beispiele. Dennoch muss die Umwelttechnik gerade ihrem selbstgewählten Anspruch der umfassenden Systembetrachtung (statt stark reduzierender Produktbewertungen) nachkommen.

Es zeigt sich, dass es nicht allein darum geht, existierende Umweltbewertungssysteme, die für völlig andere Rahmenbedingungen und Fragestellungen entwickelt wurden, auf die Elektronik anzuwenden. Vielmehr gilt es, aus den Besonderheiten elektronischer Systeme heraus ein passendes Bewertungsverfahren zu entwickeln, welches in der Produktentwicklung und in der Systembewertung eingesetzt werden kann.

Solche Bewertungen sind in der Elektronikindustrie mittlerweile gefragt, um einerseits vorsorgend für mögliche Verschärfungen von Umweltauflagen weltweit gerüstet zu sein und andererseits auf Kundenwünsche nach ökologisch optimierten Produkten reagieren zu können. Zudem hat sich in der Vergangenheit wiederholt gezeigt, dass Untersuchungen und Optimierungen aus Umweltgründen zu Kosteneinsparungen führen können, und somit nicht nur aus Marketing- und Imagegründen für Unternehmen vorteilhaft sind.

Die Elektronikbranche wurde in der Vergangenheit häufig als „saubere Industrie“ tituliert, da sie im Vergleich zu etwa Chemie, Energiewirtschaft oder Verkehrstechnik weniger und weniger offensichtliche Emissionen an den Produktionsstätten verursacht. Gleichzeitig spielt die Bezeichnung darauf an, dass in der Mikroelektronik Fertigungsumgebungen mit besonders sauberen Bedingungen benötigt werden. Wo alles sauber gehalten wird und keine Abgaswolken entweichen, wird auch keine Umwelt belastet oder gefährdet, könnte man diese Auffassung auf den Punkt bringen. Während diese Betrachtung im Vergleich der großen Industriebranchen mengenmäßig durchaus zutreffend sein kann, hat die Elektronikindustrie mittlerweile allgemein anerkannt, dass auch und gerade in diesem Bereich Anstrengungen zum Schutz der Umwelt verstärkt werden müssen.

Gründe für die Verstärkung des Engagements sind unter anderem:

- Die Energieintensität der Herstellung und des Gebrauchs führt zu beträchtlichen Umweltschäden, welche traditionell mit dem Produkt nicht direkt in Verbindung gebracht wurden.
- Elektronik und Mikroelektronik sind Wachstumsbranchen und Technologien der Zukunft. Hier kann bei „rechtzeitiger“ Integration der Umweltbelange mehr für die Umwelt bewirkt werden, als bei älteren Technologien ohne entsprechendes Innovationspotential.
- Die Elektronik ist eine so genannte „Enabling Technology“ für Umweltverbesserungen in anderen Bereichen, z.B. sind energiesparende bzw. energieeffizientere Automobile der letzten Jahre wesentlich auf Verbesserungen der (Motor-)Elektronik zurückzuführen.

- Die Allgegenwärtigkeit von verkleinerter Elektronik und die Vervielfachung von Produktionsmengen insgesamt führt zu Entsorgungsproblemen in Bezug auf Logistik (Erfassung und Trennung) und freigesetzte Schadstoffe, die sich von den bekannten Abfallströmen anderer Branchen deutlich unterscheiden.

Vor diesem Hintergrund findet ein Paradigmenwechsel statt: Wo früher noch mit Hinweis auf andere, größere Umweltverschmutzer Aktivitäten verzögert und bekämpft wurden, ist heute die Elektronikindustrie – teils noch relativ konservativ, teils progressiv – dabei, ein übergreifendes Umweltschutzsystem einzuführen, das in allen, auch den weniger „schlimmen“ Teilbereichen Optimierungsmechanismen ansetzen soll.

In diesem Sinne ist auch die Einschränkung der Umweltbetrachtungen dieser Arbeit auf elektronische Schaltungen und deren Aufbau- und Verbindungstechniken zu verstehen: Zwar mag dies nicht der Bereich mit der absolut gesehen größten Umweltbelastung sein (erste Abschätzungen dazu auf den folgenden Seiten), aber auch und zum Teil gerade in diesem Bereich muss die Umwelt in Zukunft stärker Berücksichtigung finden. Sowohl die IC-Industrie mit steigenden Milliardenumsätzen als auch die Baugruppenfertigung müssen bei jeder technologischen Neuerung auch auf mögliche Umweltgefährdungen bzw. mögliche Verbesserungen für die Umwelt untersucht werden.

Die Frage, welcher Teil der Elektronik besonders für negative Umweltauswirkungen verantwortlich ist, ist nicht trivial zu beantworten. Nach bisherigen Forschungsergebnissen ist das Verhältnis der Umweltwirkungen durch die Herstellung und den Gebrauch von Elektronik relativ ausgeglichen, das heißt je nach Produkt und nach den Annahmen für das Nutzungsverhalten können die Produktionsprozesse oder überwiegend der Energieverbrauch beim Gebrauch dominant sein. In Abbildung 1.1 ist eine Abschätzung des Energiebedarfs der verschiedenen Lebensphasen eines Computers dargestellt.

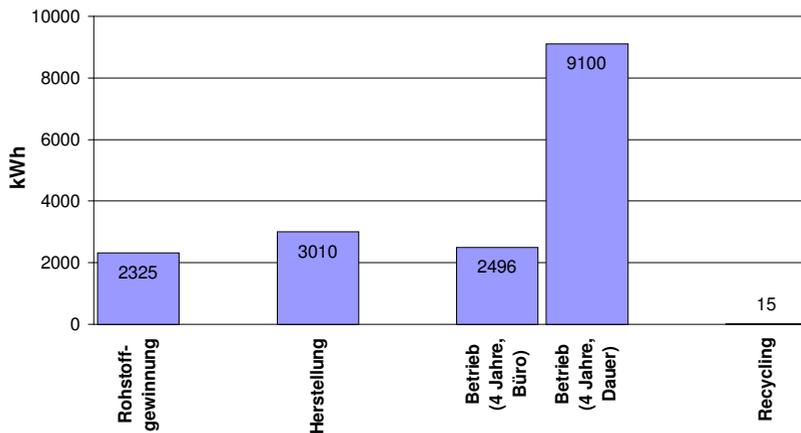


Abb. 1.1: Beispiel eines Ökobilanzergebnisses: Beitrag der Lebensphasen eines Computers zum Energieverbrauch [28, 61, und eigene Berechnungen].

Je nach Nutzungsintensität liegt der Energieverbrauch in der Gebrauchsphase unter oder über der Summe von Rohmaterialgewinnung und Herstellungsphase. Bei anderen Produktparten ist meist eindeutiger eine Lebensphase ausschlaggebend, zum Beispiel bei Automobilen immer die Gebrauchsphase, bei Produkten ohne direkten Energieverbrauch bei der Nutzung meist die Herstellung.

Über die Aufteilung der Umweltwirkungen bzw. der Energieverbräuche zwischen den Produktbestandteilen fallen die Veröffentlichungen unterschiedlicher und zum Teil widersprüchlich aus. Tabelle 1.1 zeigt zunächst den Gewichtsanteil elektronischer Baugruppen und Bauelemente bei diversen Gerätegruppen.

Gerätegruppe	Elektronikanteil in %	Elektronikanteil in 1000 t/a
Fernseher	3 %	55
Videorecorder	7 %	11
Verstärker	16 %	50
sonst. Unterhaltungselektronik	10 %	28
Kopiergerät	5 %	9
PC (inkl. Monitor)	12 %	62
Drucker	12 %	8
Telefon	23 %	4

Tab. 1.1: Durchschnittliche Anteile der Elektronik in verschiedenen Geräten und entsprechende Menge pro Jahr in Deutschland [6].

Der Gewichtsanteil der Elektronik in Geräten beträgt üblicherweise 3 bis 23 %, dementsprechend entfallen mindestens 75 % auf das Gehäuse und überwiegend mechanische Teile. Bei modernen miniaturisierten und besonders bei mobilen Geräten kann der Gewichtsanteil der Flachbaugruppen mittlerweile über 50 % erreichen; dies sind jedoch noch Ausnahmen im gesamten Spektrum der verkauften Geräte.

Der prozentuale Anteil, den die Flachbaugruppen an den Umweltwirkungen der Produkte haben, fällt deutlich höher aus als deren Gewichtsanteil. Verantwortlich sind in erster Linie die hohen Energieeinsätze und die Vielzahl der umweltkritischen Chemikalien. Wie hoch der Anteil der Rohstoffgewinnung und der Herstellung der Elektronik im Vergleich zum restlichen Produkt ist, und welche Teile der Elektronik besonders dafür verantwortlich sind, lässt sich aus einigen veröffentlichten Studien abschätzen.

In Abbildung 1.2 sind die Ergebnisse zweier Studien gegenübergestellt. Die Studie der MCC (Microelectronics and Computer Technology Corporation) von 1993 untersuchte mit einem großen Industriekonsortium den Lebenszyklus einer Workstation, welche in Anlehnung an mehrere existierende Produktmodelle abgeschätzt wurde. Betrachtet wurden die Produktionsphasen ohne Rohstoffgewinnung bezogen auf die Elektronik und den Bildschirm. Gehäuse, Festplatten und diverses Zubehör wurden zur Vereinfachung weggelassen. In einer firmeninternen Ökobilanz eines PCs der NEC von 1998 ist die Roh-

stoffgewinnung mit enthalten und es wurde versucht, alle Bestandteile eines lieferfähigen Computers einzubeziehen, sodass hier insbesondere der vergleichsweise geringe Einfluss des Gehäuses sichtbar wird.

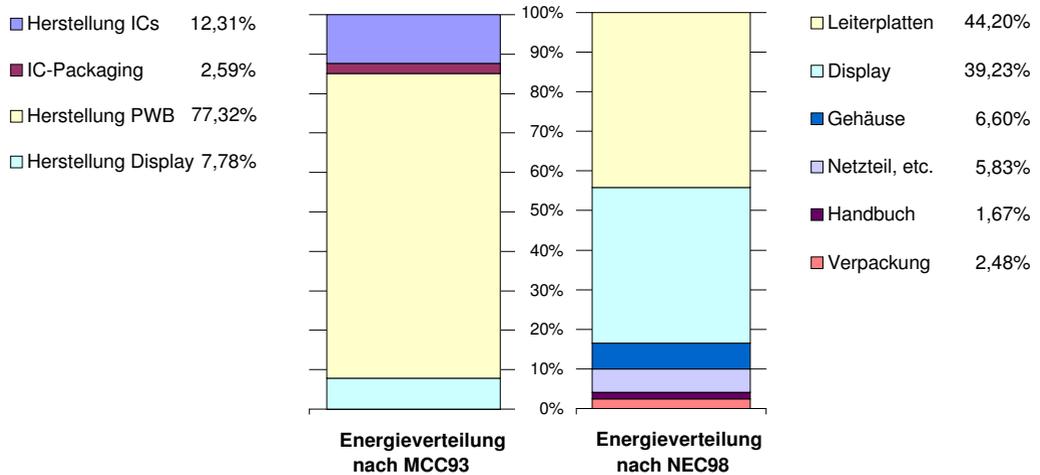


Abb. 1.2: Prozentuale Anteile der Komponenten an der Herstellungenergie eines Computers [61, 66] in [33].

Neben dem Display (bei MCC ist dies die Bildröhre ohne Elektronik) haben die eigentlichen elektronischen Produktteile eindeutig die größte Bedeutung, also die Halbleiterherstellung, die Leiterplattenherstellung und -montage (PWB = Printed Wiring Boards) und zu einem geringeren Anteil das Halbleiter-Packaging.

Während für Verpackungen, Papiererzeugnisse oder die Gehäusewerkstoffe Umweltvergleiche recht fortgeschritten sind, weisen die Aussagen zur eigentlichen Elektronik noch enorme Schwankungen auf. Die Qualität der Daten und deren Übertragbarkeit für eigene Auswertungen sind sehr schwer festzustellen, denn die Veröffentlichungen geben nur wenige der Annahmen, Schätzungen und Vereinfachungen wieder. Die MCC-Studie weist als Vorreiter derartiger Produktuntersuchungen entsprechend viele Vereinfachungen und Ungenauigkeiten auf. Die Ergebnisse der NEC-Studie können jedoch als sorgfältige und noch relativ aktuelle Einschätzung des Gesamtbildes herangezogen werden. Demnach verursachen die Leiterplatten (hier inklusive der Komponenten) mit ca. 10 % Gewichtsanteil eines Computer über 40 % der Umweltwirkungen der Produktherstellung.

Die Aufbau- und Verbindungstechnik der Elektronik – kurz AVT – umfasst gerade die angesprochenen Prozessschritte ab der Halbleiterherstellung bis zur fertigen elektronischen Baugruppe. Sie ist ein wesentlicher Aspekt der Systemintegration an der Schnittstelle zwischen Materialentwicklung, IC-Technologie und Produktentwicklung. Der Fortschritt in der Elektronik wird zwar seit Jahren an der Leistungsfähigkeit und Integrationsdichte der integrierten Schaltkreise gemessen, aber mit zunehmender Komplexität der Schaltungen

bei gleichzeitiger Verkleinerung ist neben der Fortentwicklung der Herstellungsprozesse für Schaltkreise die Verbesserung der AVT bezüglich Anschlusszahlen, Zuverlässigkeit und Miniaturisierung immer wichtiger geworden. Einige Parameter dieser Entwicklung sind in Tabelle 1.2 dargestellt.

	typisch (1999/2000)	min. / max.	Trend (ab 2001)
minimale Strukturbreiten ICs	0,25 μm	0,18 μm	0,1 μm
maximale IC-Fläche (Prozessoren)	bis 300 mm ²	bis 400 mm ²	bis 600 mm ²
max. Anzahl Anschlüsse (ASIC)	bis 500	bis 1000	bis 2000
Größe der Anschlusspads auf ICs	100×100 μm	70×70 μm	50×50 μm
min. Pitch bei Flip Chip	0,25 mm	0,18 mm	0,13 mm
min. Kontaktabstand bei Gehäusen	0,6 mm	0,4 mm	~ 0,3 mm
min. Pitch auf Leiterplatte	300 μm	200 μm	100 μm
min. Via-Durchmesser Leiterplatte	350 μm	200 μm	150 μm

Tab. 1.2: Entwicklung von Abmessungen der Hierarchiestufen IC, Packaging und Leiterplatte [40, 81].

Die AVT bestimmt durch die Entwicklung von neuen IC-Gehäusen maßgeblich die Größe und Integrationsdichte zukünftiger Produkte, aber auch die eingesetzten Materialien und die notwendigen Prozessschritte der Elektronikfertigung.

Da die Elektronik im Ganzen und die verfügbaren und die in Entwicklung befindlichen Aufbau- und Verbindungstechniken im Speziellen ein fast unüberschaubares Feld darstellen (siehe Abbildung 1.3), können in dieser Arbeit nicht alle Aspekte der möglichen Varianten gleichermaßen untersucht werden. Die Beispiele konzentrieren sich im engeren Sinne auf die Mechanismen und den Trend der Miniaturisierung der Elektronik. Dazu werden einzelne Vertreter der derzeit wichtigsten Package-Familien ausgewählt. Das neu entwickelte Bewertungsmodell soll demzufolge in der Lage sein, die Umwelteigenschaften unterschiedlicher Flachbaugruppengenerationen zu vergleichen. Dies war in bisherigen Veröffentlichungen entweder aufgrund fehlender Daten oder aufgrund systematischer Probleme der Bewertungsmethoden nicht möglich.

Die grundlegende Frage, die mit den neuen Hilfsmitteln beantwortet werden soll, ist vereinfacht: *Ist die Miniaturisierung von Elektronik und damit von elektronischen Systemen vorteilhaft für die Umwelt?*

Es gibt an dieser Stelle bisher durchaus kontroverse Standpunkte, die sich zwischen den folgenden Extremen einordnen. Entweder wird verkleinerte Elektronik durch kleinere Strukturen immer aufwändiger herzustellen und auch immer toxischer in Bezug auf Prozesschemikalien und die Produktinhaltsstoffe. Oder jede Verkleinerung der Produkte ist eine Erhöhung der Ressourceneffektivität und damit ein Fortschritt aus Umweltsicht, denn es wird mit weniger Material mehr Funktion bereitgestellt.

Während komplette Umweltbewertungen praktisch jede Detailinformation entlang des Lebenszyklusses eines Produktes verlangen, kann bei einer modularen Struktur stärker darauf Rücksicht genommen werden, welche Daten verfügbar sind oder mit vertretbarem Aufwand neu recherchiert werden können. Nur so ist die Forderung erfüllbar, bereits während der Entwicklung Produktvarianten vergleichen zu können, obwohl die benötigten Herstellungstechnologien noch nicht großtechnisch existieren oder aufgrund der Aktualität die Prozessparameter der Geheimhaltung unterliegen.

Die Hauptkriterien zur Bewertung von elektronischen Systemen im modularen Ansatz sind Toxizitätsbewertungen, Energieauswertungen, Recyclingbetrachtungen und flankierende Kostenuntersuchungen. Zu jedem dieser Kriterien werden abhängig von der benötigten Datenmenge mehrere Modulebenen definiert.

Der zentrale Teil des neuen Bewertungssystems, das Modul zur numerischen Bewertung der produktinhärenten Toxizität, Toxic Potential Indicator genannt, wird im Detail vorgestellt. Dieser Wert dient zusammen mit der dafür benötigten Ermittlung der Inhaltsstoffe als erster Indikator zur Analyse der Umweltrelevanz von Produkten oder Teilprodukten.

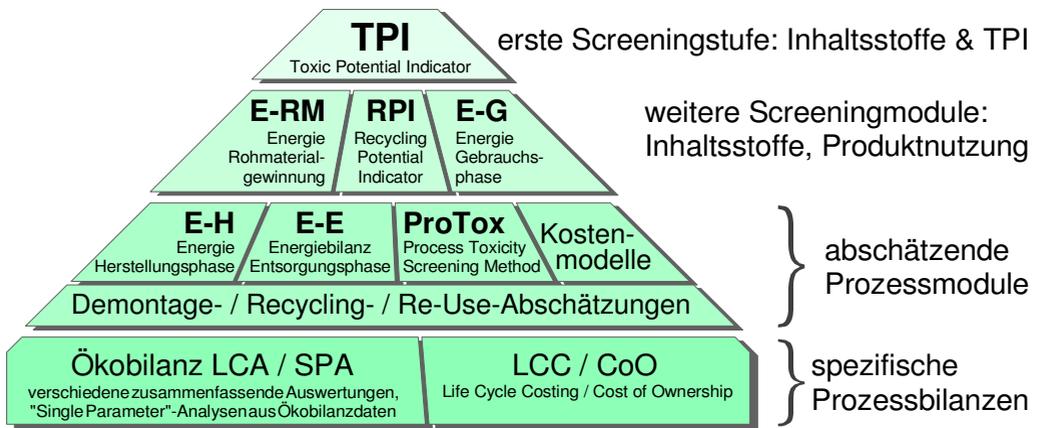


Abb. 1.4: Das Stufenmodell in vereinfachter Darstellung.

Im dritten Abschnitt der Arbeit werden einige der entwickelten Bewertungsmodule auf Beispiele angewendet. Im Wesentlichen sind einzelne IC-Gehäuse und fertig bestückte Flachbaugruppen Gegenstand der Untersuchungen. Beschrieben werden insbesondere die gängigen Leiterplattenaufbauten auf FR4-Basis und ein Querschnitt der IC-Gehäuse, deren Aufbau und stoffliche Zusammensetzung die Basis für die folgenden Trendanalysen bilden.

Zusammen mit einigen generellen Abschätzungen der IC-Entwicklung und der Vergleichbarkeit von elektronischen Produkten werden Trends der technischen und der Umweltparameter im Zuge der Miniaturisierung analysiert. Dieser Trend durch die Produktmi-

niaturisierung wird abschließend durch Verknüpfung mit Produktionszahlen und Wachstumsraten in der Elektronikindustrie in einem größeren Rahmen beurteilt.

Es entsteht eine ökologische Packaging-Roadmap, die sowohl verschiedene Aufbau- und Verbindungstechniken auf Baugruppenebene ökologisch vergleicht als auch den Gesamtrend durch die Miniaturisierung abschätzt.

Die grundlegenden Arbeiten für die modulare Bewertungsmethode, die Entwicklung einer Vorversion der ökologischen Bauteildatenbank MÖWE und Teile der Trenduntersuchungen wurden im Rahmen der öffentlich finanzierten Projekte Umprodukt und UWE am Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration, Berlin erarbeitet.

UmProdukt: Umweltgerechte Produkte der Informations- und Kommunikationstechnik, gefördert durch den Senat von Berlin und Mittel des Europäischen Regionalfonds EFRE, unter der Nummer VB1-7,6-5,28, 1995-1997

UWE: Umweltverträgliche Produktgestaltung in der Berliner IKT-Branche, gefördert durch den Senat von Berlin und Mittel des Europäischen Regionalfonds EFRE, unter der Nummer 871 560 001, 1997-1999

2 Ökologische Bewertungsmodelle

2.1 Entwicklung der Systembewertung aus Umweltsicht

Zum Verständnis der Problematik von Umweltbewertungen wird zunächst ein kurzer historischer Abriss gegeben, anhand dessen auch einige in der Elektrotechnik weniger gebräuchliche Begriffe eingeführt werden.

Ende der sechziger Jahre wurde erstmals weltweit gemeinsam die Umweltverschmutzung durch Industrialisierung und die Begrenztheit der Ressourcen thematisiert (insbesondere durch den so genannten „Club of Rome“-Bericht *Meadows et al.: Die Grenzen des Wachstums*, veröff. 1972 [56]). Daraus wurden schon damals Anforderungen an Weltwirtschaft, Nationen und Unternehmen abgeleitet, ihr Handeln nicht nur nach Profit und Wohlstandsmaximierung auszurichten, sondern die Nachhaltigkeit (sustainable development) der Welt als weiteres Ziel einzubeziehen.

Definition Nachhaltigkeit:

„Eine nachhaltige Entwicklung erfüllt die Bedürfnisse der Gegenwart ohne die Möglichkeiten zukünftiger Generationen einzuschränken, ebenfalls ihre eigenen Bedürfnisse erfüllen zu können.“

übers. nach World Committee on Environment and Development, 1987 (in [25])

In den folgenden Jahren wurde dieses Ziel jedoch noch weitgehend ignoriert. Aufgrund eines allmählich steigenden Umweltbewusstseins entwickelte sich ein komplexes Zusammenspiel zwischen Politik (meist auf nationaler Ebene), Unternehmen (teils multinational, teils regional ausgerichtet) und engagierten Individuen und Interessensverbänden. Aus damaliger Sicht war evident, dass die Interessen von Industrie und Umwelt unvereinbar sind und Konflikte somit unvermeidbar.

Die Industrie reagierte zunächst meist nur auf Umweltgesetze oder sehr großen öffentlichen Druck mit nachsorgendem Umweltschutz oder den so genannten „End-of-Pipe“-Technologien. Die Umweltbelastung wird dabei reduziert, indem man kritische Stoffströme (Abgas, Abwasser, Abfall) zum Teil mit erheblichem Aufwand von reglementierten Stoffen reinigt, und so schließlich die vorgegebenen Emissionsgrenzwerte einhält

und einen wesentlich verkleinerten Mengenstrom einer Spezialbehandlung als Sonderabfall zuführt. Die Grenzwerte sind dabei nicht ausschließlich nach medizinischen oder naturwissenschaftlichen Kriterien festgesetzt, sondern stellen meist einen Kompromiss mit Politik und dem technisch Machbaren dar.

Umgekehrt kann man konstatieren, dass der Gesetzgeber damals unter Umweltschutz genau nur die Reglementierung von Emissionen verstand, und damit die Industrie zu eben diesen End-of-Pipe-Lösungen brachte.

Logischerweise steht dabei zuerst die Kontrolle von regional nachweisbaren Emissionen im Vordergrund und zwar im Wesentlichen solche, bei denen medizinisch nachweisbare Wirkzusammenhänge bei Menschen bestehen. In diesem Sinne waren Medizin und Gesetzgebung insbesondere bei Bergbau und der metallverarbeitenden Industrie schon lange tätig. In erster Linie wurden also nur solche Umweltwirkungen wahrgenommen und reguliert, bei denen Menschen am Arbeitsplatz oder in der Nähe von Produktionsstätten offensichtliche Krankheitsbilder zeigten.

Mitte der siebziger Jahre entwickelte sich ein neues Problembewusstsein: Überregional wirksame Umweltschadstoffe, die also nicht nur die Bevölkerung im direkten Produktionsumfeld betrafen, traten nun stärker in den Vordergrund. Die prägnantesten Stoffgruppen für diese Entwicklung sind Schwefeloxide (SO_x), welche zur Gewässer- und Bodenversauerung und damit dem Waldsterben beitragen, CO_2 als Treibhausgas und Mitverursacher von globalen Klimaveränderungen, und Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), die durch den Abbau von Ozon in der Stratosphäre den UV-Schutz der Atmosphäre verringern.

Durch eine Reihe von internationalen Gremien und Klimakonferenzen (u.a. Rio, Montreal, Kyoto) wurde versucht, die weltweite Zusammenarbeit auszudehnen, um nicht reversible Umweltauswirkungen zumindest langfristig zu minimieren und die Anstrengungen zu koordinieren. Beispielsweise führte die Konferenz von Montreal (1987) zu einem stufenweisen Verbot von FCKW in allen unterzeichnenden Staaten. In der Folge wuchs der Druck auf Industrie und Forschung zur Entwicklung von umweltverträglicheren FCKW-Ersatzstoffen. Zur Lösung dieser Aufgabe musste die industrielle Materialentwicklung nun Vorhersagen der globalen Umweltwirkung ihrer geplanten Produkte erstellen. Diese Umstellung lief nicht ohne Fehleinschätzungen und wissenschaftliche Kontroverse ab [6, 25]. Mittlerweile sind die gefährlichsten (also die umweltaktivsten) FCKW in allen unterzeichnenden Staaten des Montreal-Protokolls und in allen Einsatzgebieten einschließlich der Elektronik ersetzt worden; die Ozongefährdung wird durch die Langlebigkeit der bereits freigesetzten Moleküle und durch große, aber weniger aggressive Emissionen wie zum Beispiel auch Methan aus der Landwirtschaft weiter anhalten.

Bei der umweltgerechten Substitution der gesamten Klasse der FCKW wird eine neue Qualität der Umweltintegration sichtbar. Bis dahin waren Medizin und Umwelttechnik darauf ausgerichtet, Wirkzusammenhänge aufzudecken und Verursacher „dingfest“ zu machen bzw. anschließend technologisch zu „entschärfen“. Jetzt waren Umweltspeziali-

sten und Technikplaner mit Rückgriff auf interdisziplinäre Unterstützung an der Vorhersage der Wirkung von technischen Änderungen auf die überregionale *Lebensqualität* beziehungsweise auf die *Umweltqualität* interessiert.

Die genauere Definition dieser vagen Begriffe löste erneute Grundsatzdiskussionen über sinnvolle Umweltzielsetzungen und die Quantifizierbarkeit von Umweltwirkungen aus. Nach welchem Maßstab kann die Gefährlichkeit zweier Ersatzstoffe objektiv beurteilt werden? Wie kann wissenschaftlich sichergestellt werden, dass die ausgewählten Ersatzstoffe tatsächlich weniger umweltschädlich im großen Maßstab sein werden als die bekannten Lösungen? An der Abfolge der Zielsetzungen lässt sich auch die Einstellung der Gesellschaft zur Umwelt ablesen; gleichzeitig erkennt man den Trend der Wissenschaft, immer komplexere Systeme zu untersuchen und zu vernetztem und multidisziplinärem Denken überzugehen.

Zieldefinition 1: Die „Lebensqualität“ für die Menschen regional verbessern bzw. erhalten.

Dieses Ziel greift wie beschrieben zu kurz, wenn gewisse Umweltauswirkungen bei den Nachbarn hervorgerufen werden, aber lokal weniger wirksam werden. In diesem Fall ist ohne Zusammenarbeit über die Region hinaus keine Verbesserung zu erreichen.

Zieldefinition 2: Die „Lebensqualität“ für die Menschen global verbessern bzw. erhalten.

Bestimmte Umweltwirkungen bzw. deren Verursacher müssen international bekämpft bzw. koordiniert werden. Typische Beispiele sind ozonschädigende, klimaverändernde Emissionen und saurer Regen. Allerdings werden diverse Umweltschädigungen nach dieser Definition noch nicht erfasst, solange zum Beispiel der Artenvielfalt kein Beitrag zur Lebensqualität der „globalen Bevölkerung“ beigemessen wird.

Zieldefinition 3: Erweitert bedeutet dies also, die „Lebensqualität“ beziehungsweise die „Umweltqualität“ für Menschen, Tiere und Pflanzen gleichermaßen zu schützen.

Dies als Maxime zu wählen, wirkt insbesondere für die Industrie abschreckend, da eine so strenge Zielsetzung als konträr zu Produktivität, Wachstum und Wohlstand angesehen wird. Wenn Alles geschützt ist, ist letztlich kein wirtschaftliches Handeln mehr möglich. Es fehlt eine Zielrichtung, wie und bis zu welchem Grad man sich dieser Vorstellung nähern soll. Die lediglich theoretischen Ziele „zurück zur vorindustriellen Gesellschaft“ und „keine weitere Emission/Produktion (Nulloption)“ sind Extremfälle in dieser Ausrichtung, die hier nicht weiter verfolgt werden sollen (siehe beispielsweise auch [25]).

Zieldefinition 4: Die Wirtschaft muss auf regionaler, nationaler und globaler Ebene nachhaltig werden.

Die Nachhaltigkeit als allumfassende Forderung, mit zwar homozentrischer Ausrichtung („...zukünftige Generationen...“) aber auch Einbeziehung der gesamten Tier- und Pflan-

zenwelt und von Ressourcen als erhaltenswerten Gütern, scheint bisher die sinnvollste Zieldefinition zu sein. Obwohl die Nachhaltigkeit wie oben beschrieben als Konzept bereits früh entwickelt wurde, hat die Politik erst in den neunziger Jahren dies als übergreifende Zielstellung aufgegriffen, und das Ziel der Nachhaltigkeit hat sich auch international unter anderem durch UNO und WHO durchgesetzt. Die Nachhaltigkeit schließt nach heutigem Verständnis neben den ökologischen Fragestellungen auch soziale und wirtschaftliche Aspekte ein.

Will man sich den aufgezählten, noch recht idealistischen Zielen nähern, benötigt man Hilfsmittel zur korrekten Entscheidungsfindung. Mit anderen Worten muss bei allen Entscheidungen – von der Strategie bis zum operativen Tagesgeschäft, von der Politik bis zum persönlichen Verhalten – der mögliche Einfluss auf die Umwelt ständig bewertet werden. Eine gemeinsame Zieldefinition bzw. ein konsensfähiges Wertesystem bildet die Grundlage für jeden Bewertungsvorgang.

Begriffsdefinition Bewertung:

Bewertung lässt sich definieren als die Verknüpfung der zugänglichen Information eines Sachverhaltes mit dem persönlichen oder intersubjektiven Wertesystem der Wertenden zu einem Urteil über den entsprechenden Sachverhalt. Sie drückt aus, in welchem Maß das bewertete Objekt bestimmten gegebenen Soll-Vorstellungen entspricht bzw. zum Erreichen der gesetzten Ziele beiträgt.

aus [69]

Die Aufgabenstellung der Bewertung aus ökologischer Sicht hat seitdem immer wieder neue Ansätze hervorgebracht, die mittlerweile mehrere eigenständige Forschungsgebiete ausmachen, von der Technikfolgenabschätzung bis zur Ökobilanzierung, zu Umweltkennzahlen und Umweltmanagementsystemen. In dieser Arbeit wird lediglich die produktbezogene Umweltbewertung eingehender verfolgt, das heißt eine Bewertung, die die Umwelteigenschaften eines Produktes oder eines technischen Systems beurteilt.

Die ersten Produktökobilanzen, damals im Wesentlichen noch reine Listen von benötigten Stoffen und verursachten Emissionen, wurden über alternative Getränkeverpackungen in den USA und in Deutschland durchgeführt und ca. 1974 veröffentlicht (hierzu und zum Folgenden siehe [98]). In den 80er Jahren wurde die Thematik besonders in Europa weitergeführt, z.B. in der Schweiz beim Bundesumweltamt (BUWAL, unterstützt durch EMPA und ETH Zürich), in England durch Ian Boustead an der „Open University“ und in Holland am CML (Centre for Environmental Studies) an der Universität Leiden. Daneben wurden einige Untersuchungen direkt für industrielle Auftragnehmer durchgeführt, die nur selten veröffentlicht wurden (z.B. Franklin Associates, Battelle Institut, Écobilan, C.A.U., Sundström).

Die Themen waren weiter konzentriert auf Verpackungen und deren Grundstoffe (Massenkunststoffe, Glas, Aluminium, Blech). Auch die chemische Industrie wurde speziell

im Bereich Kunststoffe mit einbezogen, beispielsweise engagierten sich die Verbände der europäischen und speziell der niederländischen Kunststoffindustrie (APME, PWMI, VN-CI).

Beispiel für eine frühe Ökobilanz

Eine Studie über Einweggeschirr an der University of British Columbia verglich eine Papiertasse mit einer Styropor tasse. Nachfolgend ein kleiner Ausschnitt der Ergebnisse:

	Papiertasse	Styropor tasse
Rohstoffe pro Tasse		
Holz (g)	33	0
Öl (g)	4,1	3,2
Energie (kJ)	35	5,8
Herstellungskosten	2,5x	x
Emissionen pro Tasse		
Abwasser (cm ³)	1900	23
Chloride (mg)	5	0
Sulfide (mg)	20	0
Partikel (mg)	150	1,2
Pentan (mg)	0	575
Entsorgung		
Recycling Potential	niedrig	hoch
Energie bei Verbrennung (kJ)	200	460

Entgegen der üblichen Meinung, dass die Papiertasse aus natürlichen Rohstoffen umweltfreundlicher sei, schneidet die Kunststofftasse im Rohmaterialverbrauch und insbesondere im Energieverbrauch besser ab. Eine Folgeuntersuchung in Holland zeigte, dass auch Mehrweggeschirr aus Keramik erst bei hundertfachem Wiedereinsatz ökologisch vorteilhaft ist.

Die Beispiele zeigen einerseits den Versuch, objektive ökologische Aussagen zu treffen, die also weder von industriellen noch ökologischen Vorurteilen vorbestimmt werden. Andererseits kann man hier den Stand der Ökobilanzierung von ca. 1990 noch ohne numerische Bewertungsmethode erkennen. Die Schlussfolgerungen stammen direkt aus der Sachbilanz.

Beispiel vereinfacht und übersetzt nach Industrial Ecology [25]

Die Grundlagen für die Ökobilanzierung waren damit im Prinzip gelegt, aber eine einheitliche Vorgehensweise der Auswertung für vergleichbare Ergebnisse und eine sinnvolle Datenbasis für komplexe Produktvergleiche fehlten noch. Die Anstrengungen zur Kooperation und internationalen Standardisierung begannen erst ab ca. 1990. Zeitgleich

setzte bereits ein Aufschwung der Ökobilanzierung ein, der sich in noch mehr eigenentwickelten, inkompatiblen Methodiken und kommerziell vertriebener Ökobilanzsoftware zur Umsetzung derselben widerspiegelt. Ökobilanzen wurden nun auch vermehrt in der Öffentlichkeit und in den Medien bekannt.

Maßgeblich beteiligt am Standardisierungsprozess war die SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry) bzw. ihr europäischer Teil SETAC-Europe. In Workshops und Tagungen wurde versucht, den Wissensstand international zu harmonisieren und anschließend zu einer gemeinsamen Ausprägung der Ökobilanzierung zu gelangen [88, 89, 90].

Der Aufbau einer Ökobilanz – im englischen dominiert mittlerweile die Abkürzung LCA für Life Cycle Assessment – sieht demnach die folgenden vier Stufen vor.

1. Zieldefinition / „Goal and Scope Definition“

Darstellung des Ziels, der Rahmenbedingungen, Bilanzgrenzen und Abschneidekriterien sowie der funktionellen Einheit, auf die sich die Ökobilanz bezieht (z.B. bestimmte Produkte, Prozesse, Verfahren oder Betriebe). Die ordnungsgemäße und sorgfältige Zieldefinition soll unter anderem die Nachvollziehbarkeit der folgenden Bilanzschritte erhöhen und die absichtliche Verfälschung der Bilanzergebnisse in eine gewünschte Richtung erschweren bzw. leichter überprüfbar machen.

2. Sachbilanz / „Inventory Analysis“

Erfassung der stofflichen und energetischen Bilanz aller Einzelprozesse über den gesamten Lebenszyklus, von der Entnahme der Ressourcen aus der Erdkruste über die Produktion, die Gebrauchsphase sowie eventuell Recycling und Entsorgung. Für jeden Prozess sind die Inputströme (Roh-, Hilfs-, und Betriebsstoffe, Wasser, Luft, Energie) und Outputströme (Produkt, Koppelprodukte, Abfälle zur Verwertung und zur Entsorgung, Emissionen in Luft und Wasser) zu erfassen, zu bilanzieren und letztlich auf die funktionale Einheit zu beziehen. Durch Formulierung von Abschneidekriterien können bestimmte Phasen des Lebenszyklus oder bestimmte Input- oder Outputströme von der Betrachtung ausgeschlossen werden, z.B. falls keine Informationen vorliegen oder die Punkte von untergeordneter Bedeutung sind. Der Nachvollziehbarkeit halber bzw. um Fehler in der Datenerfassung aufzudecken und die Sachbilanzdaten universell auch mit anderen Modellen bewerten zu können, sollten alle Stoffströme erfasst und das Bilanzierungsprinzip eingehalten werden. Dies ist beispielsweise auch dann relevant, wenn die Stoffströme durch einen bestimmten Verrechnungsschlüssel auf anfallende Koppelprodukte aufgeteilt werden müssen (Allokation).

3. Wirkungsbilanz / „Impact Analysis“

Darstellung der Umweltauswirkungen der ein- und ausgehenden Stoffe und Energien aus der Sachbilanz. In der Frage ob und welche Wirkungen (d.h. Kriterien) zu berücksichtigen sind, unterscheiden sich die bisher entwickelten Bewertungsmodelle deutlich. Typischerweise werden Emissionen ähnlicher Ausprägung zu so genannten Wirkungsklassen (Impact Classes) verrechnet, so zum Beispiel als CO₂-Äquivalent für das Treibhauspotential (Global Warming Potential).

4. Bilanzbewertung / „Assessment or Valuation Stage“

Die Wirkungen bzw. die Ausprägungen der Kriterien müssen noch zu einem Gesamturteil verdichtet werden. Spätestens an dieser Stelle müssen grundsätzlich unterschiedliche Umweltwirkungen gegeneinander aufgewogen werden, um Produkt- oder Prozessvergleiche systematisch auswerten zu können.

Zumindest für die ersten beiden Stufen besteht seitdem weitgehend Konsens, bei der Wirkungsbilanz existieren diverse teils sehr ähnliche Varianten und die 4. Stufe der Bilanzbewertung, in der die Wichtigkeit der verwendeten Wirkungsklassen untereinander festgelegt werden muss, ist noch immer kontrovers. Teilweise werden die Wirkungsbilanz und die Bilanzbewertung auch als eine Auswertungsstufe angesehen, welche von einer so genannten Optimierungsanalyse als vierter Stufe gefolgt wird.

Die wissenschaftliche Diskussion konzentrierte sich zu Beginn der neunziger Jahre besonders auf die Wirkungsbilanz, und viele Forscher vertraten die Meinung, dass man die Bilanzbewertung nicht als numerische Zusammenfassung der Wirkungsklassen durchführen solle, sondern als rein qualitative und textliche Abwägung mit Bezug auf den untersuchten Einzelfall. Die Stufen 1-3 stellen somit die so genannte „klassische Ökobilanz“ dar, die einem Produkt oder zu bewertenden Vorgang typischerweise bis zu 15 Einzelbewertungen in Wirkungsklassen zuordnet. Die Wirkungsklassen stellen dabei jeweils relative und voneinander unabhängige Bewertungen dar, sodass nur die relative Einstufung – im Vergleich zweier Produkte oder Prozessnetze – ausschlaggebend ist.

Inanspruchnahme von Ressourcen (Resource Depletion)
Treibhauseffekt (Global Warming Potential GWP)
Ozonabbau in der Stratosphäre (Ozone Depletion Potential ODP)
Humantoxizität
Ökotoxizität
Versauerung (Acidification Potential AP)
Eutrophierung (Nutrification Potential NP)
CSB-Einleitungen (Chemical Oxygen Demand COD)
Bildung von Photooxidantien (Photochemical Ozone Creation Potential POCP)
Flächenbedarf
Belästigungen (Lärm, Geruch)
Gesundheitsgefährdung am Arbeitsplatz (Arbeitsschutz)
feste Abfälle (gefährlich)
feste Abfälle (allgemein)
Abwärme (speziell auf Wasser)

Tab. 2.1: Wirkungsklassen (Impact Categories) nach SETAC-Vorschlägen [89].

Nicht alle der vorgeschlagenen Wirkungsklassen (siehe Tabelle 2.1) passen mit der typischen Sachbilanzmethodik als Input-Output-Analyse zusammen. Bei einer Input-Output-Analyse werden die Stoff- und Energieflüsse eines ausgewählten Prozessnetzes (des so genannten Bilanzraumes) erfasst. Die Grunddaten beispielsweise für Ressourcenverbrauch, Flächenbedarf oder Belästigungen müssen gegebenenfalls zusätzlich erhoben werden, da sie im eigentlichen Sinne keine Stoff- und Energieflüsse darstellen. Bei anderen Kategorien, speziell Human- und Ökotoxizität, konnte bis heute noch kein übergreifender Konsens über die Einflussfaktoren und die Ergebnisskala gefunden werden.

Nach dem ersten „Boom“ der Softwareentwicklung für die Ökobilanzierung entstanden auf dieser Grundlage dennoch viele sehr ähnliche Bewertungssysteme. Deren Datenbasis wird meist projektbezogen erweitert, das heißt es existiert weiter keine umfassende, wiederverwendbare und übertragbare Prozessdatenbasis und die Ergebnisse verschiedener Softwaresysteme sind nicht oder nur mit großem Aufwand vergleichbar. Ausnahmen stellen softwareunabhängige Sachbilanzveröffentlichungen zum Beispiel durch das BUWAL und die ETHZ in der Schweiz dar, wobei diese naturgemäß weiter nur die Grundmaterialien und -prozesse abdecken können und etliche Daten für speziellere Auswertungen nicht enthalten [19, 16].

Obwohl in den letzten 5 Jahren zunehmend Studien auch über Elektronik durchgeführt wurden, ist die Datenbasis für diesen Bereich noch immer sehr lückenhaft, von unterschiedlicher Qualität und schwer übertragbar. Es existieren mittlerweile Förderprogramme zur Verbesserung der gemeinsam nutzbaren Datenbasis zum Beispiel in Japan und in den USA; in Europa hingegen wird die Datenrecherche und Datenbankentwicklung für vergleichbare Umweltbewertungen nicht als eigenständig förderwürdige Forschung eingestuft.

Qualität, Umfang, Bilanzierungsmethodik und Zugänglichkeit der Daten in neuen Projekten werden auf absehbare Zeit noch sehr unterschiedlich ausfallen. Es setzt sich aber die Erkenntnis durch, dass gut dokumentierte Sachbilanzen die wichtigsten Grundsteine sind, auf die dann verschiedene Bewertungssysteme angewandt werden können. Das bedeutet, Kooperation und Austausch auf der Sachbilanzebene werden zunehmen, aber weiter werden diverse Auswertungsmethoden parallel existieren und angewendet.

Eine Bilanzierung nach SETAC-ähnlichen Gesichtspunkten inklusive aufwändiger Datendokumentation bildet heute den Ausgangspunkt der meisten Ökobilanzen. Die Bewertung in Umweltwirkungsklassen mit kg-Äquivalenten ist weitgehend Standard. Parallel zu und zum Teil schon vor den SETAC-ähnlichen Systemen wurden jedoch weitere Umweltbewertungsverfahren oder zusätzliche Bewertungsstufen entwickelt, die das Ergebnis einer komplexen Umweltbetrachtung auf eine einzige Bewertungszahl reduzieren. Einige Vertreter dieser Systeme werden im Anschluss an die Beschreibung der klassischen Ökobilanz erklärt, jedoch ohne Anspruch auf Vollständigkeit oder Einhaltung einer zeitlichen Abfolge.

2.2 Anwendung der klassischen Ökobilanz in der Elektronik

Bei der Anwendung der Ökobilanzsysteme auf ein elektronisches Produkt stößt man auf vielfältige Probleme, die zum Einen der Methodik der Ökobilanz und zum Anderen den Besonderheiten der Elektronikindustrie im Vergleich zu anderen Produktparten zuzurechnen sind.

Als vereinfachtes Beispiel soll nochmals die oben knapp vorgestellte Ökobilanz zum Vergleich von Kunststofftassen und Pappbechern dienen. Insbesondere für die Analyse der Kunststofftassen gelten folgende Besonderheiten:

- ein Rohmaterial,
- ein Hersteller / Datenlieferant für Herstellungsprozess ausreichend,
- einfach modellierbarer Lebensweg und
- relativ vorhersagbare Entsorgungswege (die des Hausmülls nach einer Nutzung).

Da der generelle Herstellungsablauf und die Entsorgung mit nur wenigen Optionen festgelegt werden können, sind Szenarien (z.B. reines Wegwerfprodukt gegenüber einer angenommenen getrennten Sammlung zum Materialrecycling) einfach zu berechnen und darzustellen.

Aufwand und Detailreichtum des Lebenszyklusses schon eines einfachen elektronischen Produktes sind unvergleichlich höher. Auch wenn sich im fachlichen Sprachgebrauch der Begriff „Prozesskette“ festgesetzt hat, handelt es sich bei komplexeren Produkten vielmehr um ein Netz von Prozessen. Die Vorliebe für den Begriff Kette liegt – neben der einfachen graphischen Vorstellung – in der traditionellen Prozesstechnik begründet, bei der ein Rohling mehrere Verarbeitungsschritte nacheinander durchläuft, bis er zu einem Produkt bzw. vermarktbaren Halbzeug wird (Abbildung 2.1).



Abb. 2.1: Herstellungsprozess als Kette.

Betrachtet man neben dem Rohling und den Vorstufen des Produktes zusätzlich die benötigten Energieträger, Rohmaterialien, Betriebs- und Hilfsstoffe sowie wiederum deren Herstellungsketten, so erhält man eine Baumstruktur, welche sich von der Rohstoffentnahme zum fertigen Produkt hin zuspitzt (Abbildung 2.2).

Diese Sichtweise ist die Grundlage der Ökobilanz: Alle Daten der vorgelagerten Prozesse werden getrennt bilanziert und anschließend auf eine so genannte „Vergleichseinheit“

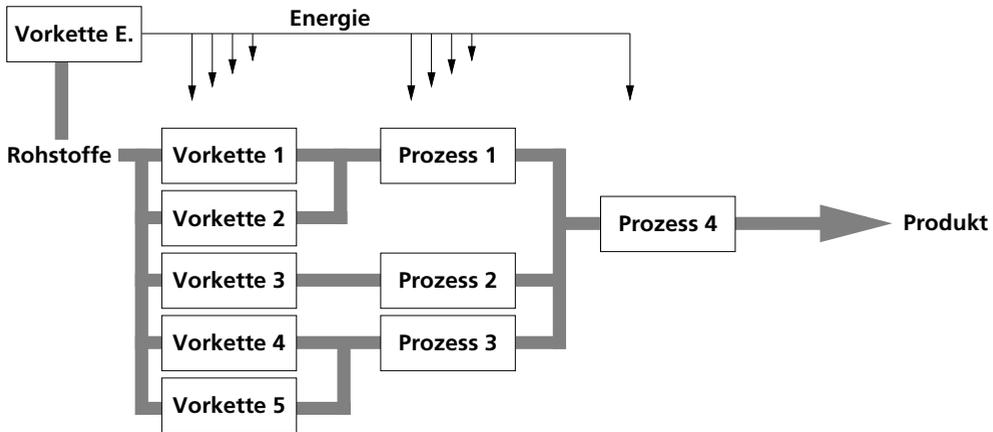


Abb. 2.2: Herstellungsprozesse als Baumstruktur (Energiebereitstellung hier gesondert dargestellt).

umgerechnet, welche in diesem Fall zum Beispiel ein fertiggestelltes Produkt wäre. Allgemeiner beschreiben Vergleichseinheiten die Bereitstellung eines quantifizierbaren Nutzens, also etwa „eine Stunde Musikhören“ oder „eine Seite Text von A zu B übertragen“, sodass die Art des Produktes nicht vorher festgelegt ist, sondern lediglich die zu erfüllende Aufgabe. Die Umwelteinwirkungen eines Produktes sind mit seiner Fertigstellung aber natürlich noch nicht vollständig erfasst. Neben (meist kleineren) Zusatzprozessen wie Transporten, Lagerung, Vertrieb, Marketing und Verkauf spielt die Gebrauchsphase und die Entsorgung nochmals eine gewichtige Rolle. Der Energieverbrauch in der Gebrauchsphase kann bei der Elektronik in der Gesamtbilanz sogar alles Andere überwiegen (siehe bereits Abbildung 1.1 auf Seite 19).

Die Gebrauchsphase ist von der Systematik her relativ einfach als Prozess in einer Ökobilanz abzubilden. Das Nutzungsverhalten und die dadurch bedingten Annahmen gestalten sich allerdings schon wesentlich schwieriger als beim Beispiel der Kunststofftasse. Oft müssen auch im Gesamtergebnis verschiedene Varianten dargestellt werden, um die Abhängigkeiten von den Annahmen transparent machen zu können. Ein typisches Beispiel bei elektronischen Produkten ist die Darstellung der Ergebnisse in Abhängigkeit von einer angenommenen durchschnittlichen täglichen Nutzungsdauer für das Produkt, da dieser Parameter den Energieverbrauch in der Gebrauchsphase massiv beeinflusst.

Die Entsorgungs- und Recyclingprozesse sind dagegen noch weit schwieriger als einfache, abgeschlossene Prozessmodule darstellbar. Es gilt, die Annahmen von Entsorgungswegen und -quoten sowie die Recyclingoptionen Wiederverwendung (Re-Use), Materialrecycling, energetische Verwertung und die Verrechnung von Koppelprodukten in einem System zu vereinen.

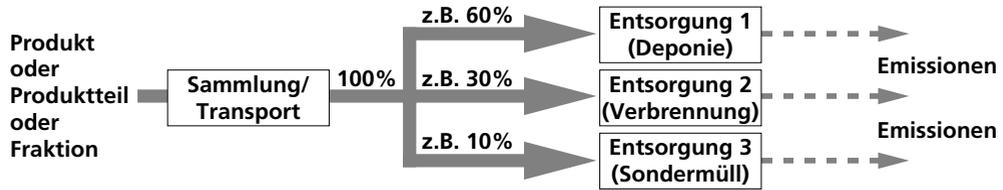


Abb. 2.3: Entsorgung: Prozentuale Aufsplittungen und schwer bestimmbare Emissionen.

Die Emissionen von Entsorgungsprozessen in Abbildung 2.3 sind dabei üblicherweise Durchschnittswerte, die meist über das Gewicht mit dem Produkt verknüpft werden. Das heißt, die tatsächliche Zusammensetzung oder Gestaltung des Produktes geht in die Bewertung nicht wirklich ein. Ein Kilogramm des Produktes wird dann beispielsweise mit einem Kilogramm Hausmüll gleichgesetzt und die Jahresemissionen einer Hausmüllverbrennungsanlage werden pro Kilogramm umgelegt dem Produkt angelastet.

Bestrebungen, die tatsächlichen Entsorgungsverhältnisse für Elektronik in Ökobilanzen abzubilden, führen zu sehr komplexen Prozessmodulen, die praktisch für jedes Produkt spezifisch angepasst werden müssen.

Ein weiteres grundsätzliches Problem bei Prozessbilanzen sind die so genannten Koppelprodukte. Oft entstehen bei einem Teilprozess mehrere nutzbare Outputströme, die unter Umständen zu völlig verschiedenen Produkten beitragen.

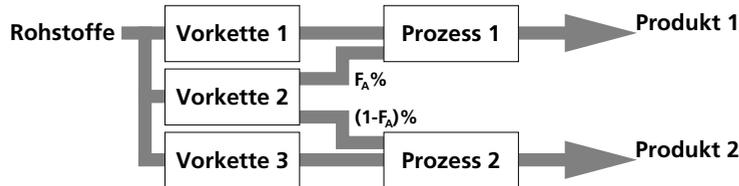


Abb. 2.4: Koppelprodukt: Ein Prozess mit zwei nutzbaren Outputs, Allokationsfaktor F_A .

Im Beispiel in Abbildung 2.4 ist es ungerechtfertigt, die gesamte Prozessbilanz der Vorkette 2 auf den Stoffstrom anzurechnen, welcher in Prozess 1 verwendet wird, da ein Teil des Aufwandes in Vorkette 2 zur Erzeugung eines weiteren Stoffstromes für Prozess 2 eingesetzt wird.

Die Bestimmung des Allokationsfaktors F_A , nach dem die Vorkettenbilanz 2 aufgeteilt werden muss, kann aber nach verschiedenen Grundlagen erfolgen:

- nach der Massenaufteilung der Outputströme,
- nach Volumenverhältnissen oder
- nach Marktwert der Zwischenprodukte.

Ohne Allokation gehen die Emissionen von Vorkette 2 in die Bilanz von Produkt 1 und Produkt 2 jeweils voll ein, das heißt, die Emissionen können im Grenzfall doppelt bewertet werden und auch der Rohstoffverbrauch für Produkt 1 und 2 zusammen stimmt nicht mehr mit der Realität überein.

In Ökobilanzen werden alle genannten Abschätzungen für Allokationsfaktoren verwendet, häufig sogar gemischt innerhalb einer Bilanz. Problematisch ist dabei aber, dass die Allokationsrechnungen in zusammengefassten Bilanzdaten nicht mehr nachvollzogen werden können. Fällt beispielsweise die Nutzung eines Koppelproduktes weg, so erhöht dies die anzurechnenden Bilanzmengen auf Input- und Emissionsseite für alle weiteren genutzten Outputströme. Entsprechend müssten alle Bewertungen angepasst werden. Eine Rechnung ohne Allokationen führt immer zu negativeren, nicht aber zu realistischeren Bewertungen.

Eine weitere Dimension der Komplexität wird durch Rückkopplungen verursacht. Unter dem Oberbegriff Recycling sind dabei die Ebenen Produkt- und Komponentenrecycling, sowie stoffliches und thermisches Recycling zu unterscheiden. Bei Komponenten- und stofflichem Recycling wird ferner zwischen Recycling auf gleichem Niveau (echte Kreislaufführung, Wiederverwendung) und Downcycling (Weiterverwendung) unterschieden. In der Realität wird stets eine diffuse Mischung all dieser Möglichkeiten auftreten, was die Bilanzierung erschwert.

Abhängig vom betrachteten Untersuchungsgegenstand und -umfang kann das Recycling intern oder extern sein. Dies ist zunächst eine Frage der Bilanzgrenze. Jede Form von Recycling bringt zusätzliche Verarbeitungsschritte in das System ein. Minimal sind dies Transportprozesse und Qualitätskontrolle; im Normalfall sind aber zusätzlich Demontage-, Reinigungs-, Zerkleinerungs- und Aufbereitungsschritte notwendig.

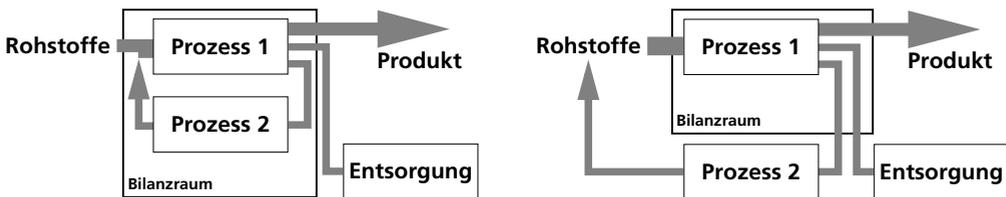


Abb. 2.5: Internes und externes Recycling: Eine Frage der Bilanzgrenze.

Wird das Recycling voll in den untersuchten Bilanzraum integriert, so wird die Bilanz um die Aufwendungen für die Recyclingprozesse erhöht (Prozess 2 in Abbildung 2.5), aber im Gegenzug sinken die Inputströme für einen oder mehrere Rohstoffe.

Kann der Recyclingprozess nicht voll mit bilanziert werden, so kann dennoch für spezielle Recyclingverfahren und besonders für Materialien mit bekannten Kreisläufen eine so genannte Recyclinggutschrift bestimmt werden. Die Gutschrift soll den Gewinn für die Um-

welt ausdrücken, der dadurch entsteht, dass Ressourcen mit einem ökologischen Restwert nicht als Abfall entsorgt werden, sondern (zumindest teilweise) durch Kreislaufführung den Bedarf an neuen Ressourcen verringern. Entweder erhält Prozess 1 in Abbildung 2.5 eine Recyclinggutschrift, weil hier Stoffe in den Kreislauf eingeführt werden, oder die Rohstoffherstellung wird mit einem durchschnittlichen Recyclingfaktor berechnet. Dies ist zum Beispiel bei den Ökobilanzdaten für Metalle oft der Fall.

Eine Gutschrift kann direkt auf der Sachbilanzebene verrechnet werden; üblicherweise geschieht dies aber erst auf der Bewertungsstufe, das heißt es wird nicht die wiedergewinnbare Masse des Rohstoffs als Gutschrift vom verbrauchten Input subtrahiert, sondern von der Gesamtbewertung des Prozessmoduls werden so viele Bewertungspunkte abgezogen, wie an anderer Stelle für die Neuerzeugung des Rohmaterials benötigt würden.

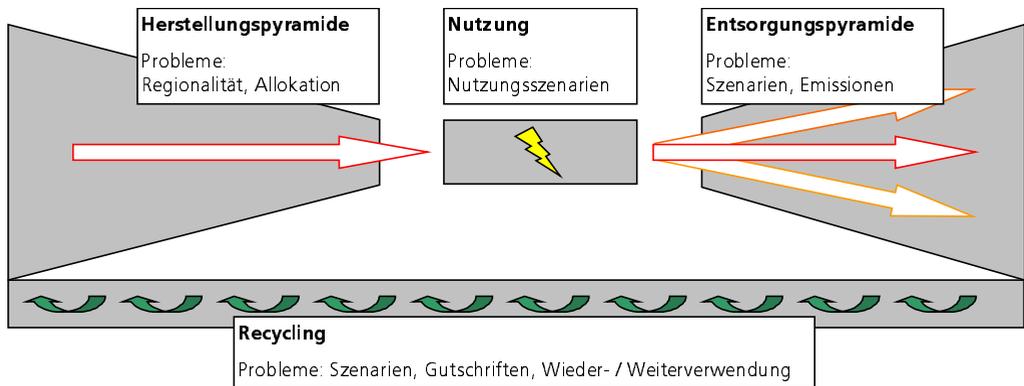


Abb. 2.6: Zusammenfassung der Komplexität und Problempunkte der Bilanzierung.

Wie in Abbildung 2.6 vereinfacht dargestellt, führt die Erstellung ausführlicher Bilanzen für elektronische Produkte noch immer zu folgenden Problemen:

- sehr vielfältige Rohstoffe mit weltweiter Herkunft,
- lange und verzweigte Zuliefererketten,
- Übertragbarkeit von verallgemeinerten Prozessdaten schwer zu bestimmen,
- oft unterliegen Prozessdaten oder Teile davon der Geheimhaltung,
- Gebrauchsphase teilweise nur durch Energie beschreibbar, oft ist aber auch komplexes Nutzerverhalten wichtig inklusive Berücksichtigung von Verbrauchsmitteln (diverse Annahmen bzw. Szenarien müssen dargestellt werden),
- Entsorgungsverfahren (inklusive Recycling) bisher ständig in Entwicklung und kaum (in Ökobilanzen übertragbar) bilanziert,
- Entsorgungsweg schwer modellierbar (Szenarien über Verteilung und zukünftige Entwicklung fehlen).

Die grundlegenden Probleme der Ökobilanzierung liegen weniger darin, wie Prozessnetze mit Rekursionen und Allokationen theoretisch zu behandeln sind, sondern wie in der Praxis die ungeheuren Datenmengen zur Beschreibung eines kompletten Produktlebenszyklus inklusive von Optionen und Szenarien zu beschaffen und zu organisieren sind.

Aufgrund der Komplexität des Prozessnetzes und der vielen darin versteckten Annahmen, ist die Wiederverwendbarkeit von Daten in der Elektronik besonders schwer zu erreichen. Die Anrechnung von Koppelprodukten bzw. Recyclinggutschriften beziehen sich oft auf konkrete regionale oder auch temporär variable Annahmen, die sehr schwer mit dem Datensatz transportiert werden können, um die Anwendbarkeit nachvollziehbar zu machen.

Beispiel: Teilbilanz Transporte in der IC-Herstellung

Viele ICs reisen während ihrer Herstellung bereits mehrfach um den Globus. Eine typische Reise beginnt bei der Waferherstellung, z.B. in Portland, Oregon. Die IC-Herstellung auf dem Wafer findet beispielsweise in Kalifornien statt. Für die Vereinzelnung und das Packaging werden die ICs nach Asien geflogen, beispielsweise nach Korea, Taiwan oder Philippinen, und dann zurück nach Kalifornien für den abschließenden Test und die Verpackung in Vertriebseinheiten. Diese werden an Elektronikfertiger auf der ganzen Welt ausgeliefert. Ein deutscher Hersteller lässt seine Elektronik beispielsweise vielleicht in Irland fertigen, oder auch in China oder Taiwan. Die Geräte kommen für Kontrolle und Verpackung nach Deutschland und werden an die Kunden ausgeliefert, welche je nach Gerät im Prinzip wiederum überall auf der Welt sein können.

Tätigkeit / angenommener Ort	Transport in km
Waferherstellung / Oregon	1000
IC-Processing / Kalifornien	11000
IC-Packaging / Taiwan	11000
Test / Kalifornien	13000
Vertrieb / Deutschland	+ X (zum Kunden)

Die zurückzulegende Strecke, die dem einzelnen IC anzurechnen ist, beträgt näherungsweise 35.000 km ($2 \times CA \Leftrightarrow \text{Asien} + 1 \times CA \Rightarrow \text{Deutschland} \approx 35.000 \text{ km}$). Bei einem Transportgewicht von ca. 1 g/IC (Durchschnitt inklusive anteiliger Verpackung) sind das zwar „nur“ 0,035 tkm Flugtransporte, aber dies für jedes IC, das in Deutschland in ein Produkt eingesetzt wird. Für ein in Japan oder in Deutschland gefertigtes IC sieht die Transportbilanz unter Umständen wesentlich anders aus, jedoch ist es bisher undenkbar, dies in einer Ökobilanz für jedes IC nach Gewicht, Hersteller und Produktreihe getrennt zu erfassen.

Beispiel ergänzt nach [105]

Aufgrund der unzureichenden Datenlage für elektronikspezifische Materialien und Prozesse werden auch immer wieder unzulässige Vereinfachungen verwendet. In der Anfangszeit war es durchaus üblich, bei der Ökobilanzierung eines elektronischen Produktes oder eines Produktes mit elektronischen Komponenten die Flachbaugruppen aufgrund des geringeren Massenanteils extrem zu vereinfachen oder sogar wegzulassen. Die Ökobilanz stellt dann eigentlich eine Bewertung des mechanischen Aufbaus dar — plus eine „Black Box“ von 3–15 Gewichtsprozent (siehe Tabelle 1.1 in der Einleitung).

Der Rohstoffbedarf der Black Box wurde beispielsweise über ein wenig Kunststoff mit Kupfer abgeschätzt, wobei meist noch nicht einmal Bilanzdaten für Epoxidharz vorlagen, sondern auf PVC oder andere bereits untersuchte technische Kunststoffe ausgewichen wurde. Teilweise wurde für die Stoffzusammensetzung auf Literaturwerte für die Zusammensetzung von Elektronikschrott zurückgegriffen. Hier bestand die Gefahr, dass es sich um summarische Werte inklusive z.B. der Eisenanteile von Waschmaschinen oder Kühlschränken handelte.

Etwas genauer und sinnvoller wird die Untersuchung, wenn man eine Referenzleiterplatte analysiert und diese für ähnliche Leiterplattentypen als prozentuale Zusammensetzung ansetzt.

Die erste Platinezusammensetzung in Abbildung 2.7 wurde beispielsweise in der Diplomarbeit von Soldera 1995 verwendet [92]. Die Angaben in Gewichtsprozenten stammen aus Analysen des schweizer BUWAL nach XRF (Energie-Dispersive Röntgen-Fluoreszenz), AAS (Atomabsorptionsspektroskopie) und ICP (Inductive Coupling Plasma). Tatsächlich wurden allerdings nur die Metalle wirklich analysiert (durch Auflösen in Königswasser vor den Analysen) [12].

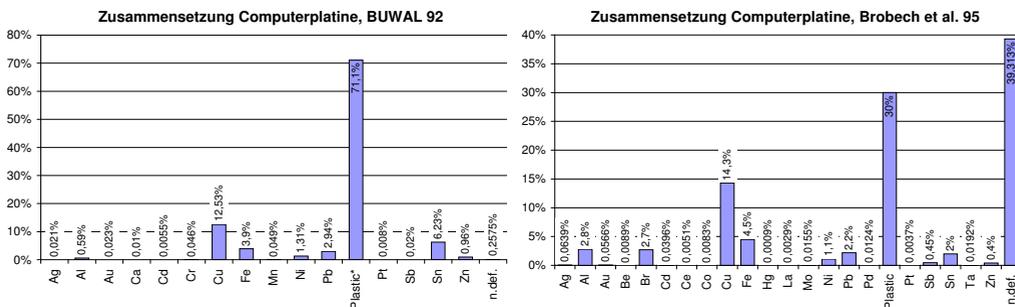


Abb. 2.7: Beispielzusammensetzungen von Computerplatinen nach [12] und nach [42].

Insbesondere an der Glasmenge (im Originaltext beinhaltet die Kategorie Kunststoffe „1–2 % Glas, welches von glasgeschützten Komponenten (Widerstände u.a.m.) herrührt“) sieht man, dass keine ausreichende Identifikation der Materialien stattgefunden hat. Die chemischen Bestandteile von Glasfasern, Fillerpartikeln und Keramiken (welche schätzungsweise 40–50 Gew.-% bei Computerplatinen ausmachen müssten) wurden nicht

analysiert und als Kunststoffe ausgewiesen. Eine ökologische Auswertung nach diesen Daten schätzt somit ggf. 50 % einer Flachbaugruppe falsch ein bzw. mit falschen Materialangaben ab.

Im einem zweiten Beispiel, welches direkt nur auf die Metallgehalte abzielt (für Recyclingbetrachtungen), sind zumindest über 39 % als „nicht identifiziert“ gekennzeichnet. Dies dürften im Wesentlichen die Glasfasern und Keramikbestandteile sein.

Sofern diese Mängel in den Analysen und den Veröffentlichungen mit der Zeit vermieden werden, könnten chemische Analysedaten von Beispielplatinen in Zukunft in vereinfachten Ökobilanzen eingesetzt werden. Eine Systematik für die verwendeten Analysemethoden und deren prinzipiellen Schwankungsbreiten, sowie für die Übertragbarkeit der Angaben fehlt noch. Die Einschätzung der stofflichen Ähnlichkeit des eigenen Untersuchungsgegenstandes zu veröffentlichten Werten wird meist an der spärlichen und unklaren Beschreibung der Baugruppe scheitern.

Wenn man jedoch genauer arbeiten und die ökologischen Unterschiede zwischen möglichen Realisierungsoptionen in der Elektronik – möglichst bereits vor der Herstellung des Produktes – herausfinden will, reichen diese Daten zu einer Analyse und Bewertung bei Weitem nicht. Auch wenn man zu Geräten mit einem sehr hohen Elektronikanteil übergeht, ist schnell klar, dass diese gemittelten Daten bestenfalls als grobe Vorschätzung gelten können.

Der Ansatz, bei einer Ökobilanz in erster Linie auf die Vorkettenbilanzen einer schnell zusammengestellten Materialliste plus ein oder zwei Formungsprozesse und Transporte zu setzen, muss hier fehlschlagen, da neben der korrekten Materialbestimmung erst die elektronikspezifischen Prozessschritte die ökobilanzrelevanten Verknüpfungen zwischen Inputströmen, Emissionen, Abfällen und ggf. Recyclingschleifen bilden. Während für Metall- und Kunststoffverarbeitung übertragbare Daten häufig verfügbar sind, gibt es kaum übertragbare Beschreibungen der Herstellungsprozesse in der Elektronik.

Zudem trifft man bei der Stoffvielfalt der Elektronik schnell auf nicht bilanzierte Vorketten oder auf nicht übertragbare bzw. schlecht nachvollziehbare Bilanzdaten, die man nur entweder glauben oder komplett verwerfen kann.

Die Datenlücken der bisherigen Elektronikbewertung stammen somit aus vier Hauptquellen:

- fehlende Kenntnis der genauen Materialzusammensetzung des jeweiligen Untersuchungsgegenstandes,
- fehlende Angaben zur Rohmaterialgewinnung elektronikspezifischer Materialien,
- fehlende Bilanzdaten zu übertragbaren bzw. wiederverwendbaren Prozessmodulen der Elektronikfertigung und
- systematische Probleme bei der Abbildung der Entsorgungsphase (End of Life).

Je nach eingesetztem Bewertungsverfahren kommen fehlende Bewertungsfaktoren für elektronikspezifische Materialien bzw. deren Emission noch hinzu, welche im Allgemeinen nicht vom Anwender eines Bewertungssystems ergänzt werden können.

Bevor auf die Probleme der Datenqualität weiter eingegangen wird, soll zunächst der Bereich der existierenden Bewertungssysteme weiter untersucht werden. Die Bildung von Wirkungsklassen gilt spätestens seit den SETAC-Vorschlägen 1991 als Konsens bei der klassischen Ökobilanzierung. Die Verwendung sehr komplexer Ökobilanzsoftware und die Interpretation der Ergebnisse in 15 Wirkungsklassen verhindert allerdings häufig den praktischen Einsatz schon während der Produktentwicklung. Eine interessante Weiterentwicklung, die auf den SETAC-Vorschlägen der Wirkungsklassen aufsetzt, ist das so genannte Eco-Indicator-95-Verfahren, welches die Umwelteigenschaften eines Produktlebenszyklusses zu einer einzigen Zahl vereinfacht.

2.3 Ökobilanzbewertung mit der Eco-Indicator-95-Methode

Das Bewertungsmodell Eco-Indicator-95 wurde unter der Federführung der NOVEM (Niederländische Agentur für Energie und Umwelt) und der RIVM (Nationales Institut für öffentliche Gesundheit und Umweltschutz) von einem interdisziplinären Team mit Vertretern aus Verwaltung, Wissenschaft und Wirtschaft entwickelt und zusammen mit der Ökobilanzsoftware SimaPro von Pre Consultants 1995 auf den Markt gebracht [22, 23, 74]. Im Kern handelt es sich um eine klassische Ökobilanzauswertung mit 9 Wirkungsklassen, die sich grob an den SETAC-Vorschlägen orientieren. Darüber hinaus wird die vierte Ebene der Bilanzbewertung numerisch definiert, sodass die Aussagen der 9 Wirkungsklassen zu einer Zahl vereint werden.

2.3.1 Details der Eco-Indicator-Auswertung

Sachinformationen

Die Eco-Indicator-Methode setzt auf einer vollständigen Prozessbilanzierung des gewählten Bilanzraumes auf. Von allen Input- und Outputströmen der Prozesse innerhalb des Lebenszyklusses gehen nur die Emissionen in Luft und Wasser in das Bewertungsmodell ein. Das Modell kann daher als emissionsorientiert gelten.

Bewertungskriterien

Der berücksichtigte Wirkungskatalog (Bewertungskriterien) orientiert sich an den Vorschlägen der SETAC. Insgesamt werden den Emissionen jedoch nur die in Tabelle 2.2 dargestellten 9 Wirkungen zugeordnet.

SETAC-Vorschläge	Eco-Indicator95-Klassen	Klassen-Normierung
Treibhauseffekt	+ 1. GWP	für Gase, normiert auf die Wirkung von CO ₂ .
Ozonabbau	+ 2. ODP	für Gase, normiert auf Trichlorfluormethan.
Versauerung	+ 3. AP	für Gase, normiert auf SO ₂ .
Eutrophierung	+ 4. NP	für Gase und Abwasser, normiert auf Phosphat.
Photooxidantien	+ 5. Sommer-Smog POCP	für Gase, Angabe als Ethenäquivalent.
–	+ 6. Winter-Smog (Partikelbelastung)	nur für in die Luft emittierte Staubpartikel und SO ₂ , beide Stoffe werden in der Wirkung zu eins gesetzt.
Humantoxizität	+ 7. Toxizität	Maximal zulässige Konzentrationen von Schwermetallen in Luft und Wasser bei Dauerexposition, umgerechnet als Bleiäquivalent.
	+ 8. Kanzerogenität	Krebsfälle auf 1 Million Menschen bei einer Konzentration von 1 µg/m ³ in der Luft, auf Benz(a)pyren normiert.
Ökotoxizität	~ 9. (nur) Pestizide	Die Angabe bezieht sich nur auf den Anteil aktiver Bestandteile innerhalb der jeweiligen Pestizidmischung, d.h. ein Gramm DDT wird gleich bewertet wie ein Gramm PCP.
Weitere	–	nicht berücksichtigt: Inanspruchnahme von Ressourcen, Flächenbedarf, CSB-Einleitungen, Belästigungen (Lärm, Geruch), Gesundheitsgefährdung am Arbeitsplatz (nur unter Humantoxizität), allgemeine und gefährliche feste Abfälle (nur über quantifizierte Emissionen), Abwärme (speziell auf Wasser)

Tab. 2.2: Wirkungsklassen nach SETAC [89] im Vergleich zu Eco-Indicator-Klassen [22].

Die Normierung der Stoffwirkungen führt zur Definition von Wirkungszahlen (Characterization Values), die angeben, um welchen Faktor die Wirkung eines Stoffes stärker (schwächer) ist als bei dem zur Normierung herangezogenen Stoff. Bei den mit 1. bis 5. gekennzeichneten Wirkungen, wurden die als wissenschaftlich abgeleitet anzusehenden Wirkungszahlen Publikationen der NOH entnommen. Jene für die Wirkungen 6. bis 8. basieren auf Veröffentlichungen der WHO. Bei Wirkungsklasse 7. (Toxizität durch Schwermetalle) wird jedoch nicht deutlich, ob die Abstufung der Stoffe rein auf wissenschaftlichen Untersuchungen beruht oder auch politische oder technische Gründe eine Rolle gespielt haben.

Bei den unter 5. bis 9. genannten Wirkungen wurden nur solche Stoffe berücksichtigt, die ein hohes Akkumulationspotential besitzen, die persistent sind (z.B. Schwermetalle) und daher auf längere Sicht trotz geringer Emissionsmenge in erhöhten Umweltkonzentrationen auftreten können und solche Stoffe, die trotz hoher Abbaurate wegen ihrer

relativ hohen Emissionsmenge zu Beeinträchtigungen führen (Staub, Kohlenwasserstoffe, Gase). Aspekte wie z.B. entstehende Abfälle, Ressourcen- und Energieverbrauch wurden nicht einzeln berücksichtigt, sind aber durch die verursachten Emissionen grundsätzlich indirekt enthalten.

Bewertungsmethode

Ziel der Bewertungsmethode ist, zu einer einzigen Zahl zu gelangen, die die Umweltbewertung des betrachteten Prozessnetzes numerisch wiedergibt. Dazu werden beim Eco-Indicator-Verfahren mehrere Faktorebenen („n-zu-1“-Relationen) aufgebaut (siehe Abbildung 2.8).

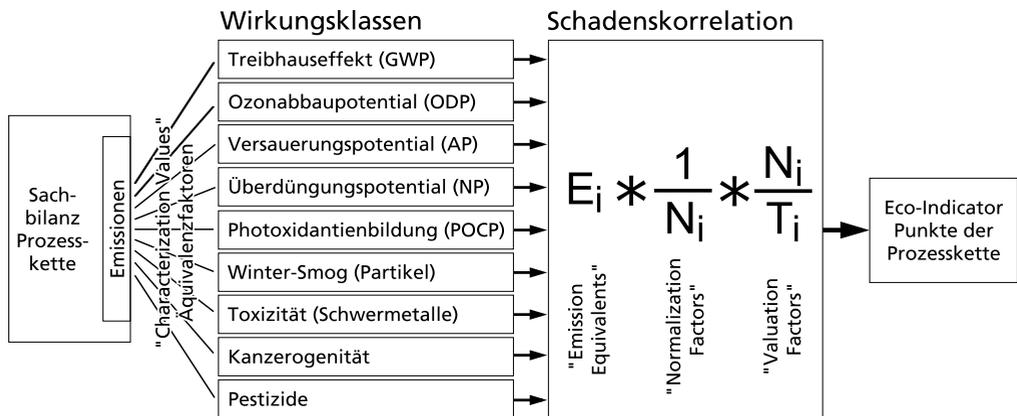


Abb. 2.8: Die Faktorebenen der Eco-Indicator-95-Methode.

Die Vorgehensweise zur Zusammenfassung von Emissionsmengen zu 9 Wirkungsklassen durch Äquivalenzfaktoren wurde zuvor angeschnitten. Die so genannte Zusatzbelastung E_i ergibt sich hierbei für jede der neun Wirkungsklassen durch Multiplikation der auf die funktionale Einheit bezogenen stofflichen Emissionen SE_j mit ihren spezifischen Wirkungsfaktoren WF_j nach der Gleichung

$$E_i = \sum_{j=1}^n SE_j \cdot WF_j. \quad (2.1)$$

Beispielsweise entspricht eine Emission von „10 mg Cd in Luft/funktionale Einheit“ 500 mg Pb-Äquivalent in der Wirkungsklasse Schwermetalle; der Wirkungsfaktor WF_j ist hier 50. Eine Emission kann gleichzeitig Einfluss auf mehrere Wirkungsklassen haben. Es sind somit für jeden unterschiedenen Emissionstyp (Cadmium in Luft, Cadmium in Wasser, etc.) bis zu neun Wirkungsfaktoren festzulegen.

Zur weiteren Zusammenfassung muss die Gewichtung zwischen den Wirkungsklassen festgelegt werden. Dies erfolgt formal in zwei Stufen, der so genannten Normalisierung (Normalization) und einer Schadenskorrelation (Valuation).

Bei der Bewertung sollen die durch den Lebenszyklus des betrachteten Produktes verursachten Zusatzbelastungen E_i in Bezug zur jetzigen (N_i) und zu einer maximal zulässigen Belastung bzw. Wirkung (als Target T_i bezeichnet) gesetzt und dann über alle Belastungen (Wirkungen) zu einem Eco-Indikatorwert I summiert werden (siehe Gleichung 2.2). X_i stellt dabei zunächst einen generellen Normalisierungsteiler dar, welcher noch bestimmt werden muss, und W_i stellt einen symbolischen, subjektiven Gewichtungsfaktor für die einzelnen Wirkungen dar.

$$I = \sum_{i=1}^9 E_i \frac{1}{X_i} W_i \quad (2.2)$$

Beim Eco-Indicator wird die momentane Gesamtbelastung N_i als Normalisierungsfaktor verwendet, während für W_i der Quotient $\frac{N_i}{T_i}$ angesetzt wird. Die Gewichtung der Zusatzbelastungen erfolgt durch das so genannte „Distance to Target“-Prinzip. Je größer die Unterschiede zwischen jetziger Belastung N_i und maximal zulässiger Belastung T_i , desto bedeutsamer wird die Zusatzbelastung E_i bewertet.

N_i stellt das derzeitige Ausmaß der Wirkung i im Bilanzraum Europa (ohne ehemalige Sowjetunion) dar und wurde anhand von Daten aus mehreren Veröffentlichungen berechnet oder geschätzt (Ermittlung durch Multiplikation der Emissionen der einzelnen Länder des Bilanzgebietes mit den stoffspezifischen Wirkungsfaktoren). N_i weist je nach Wirkung Unsicherheiten zwischen ca. 10 und 100 % auf [22]. Der Term E_i/N_i stellt eine lineare Beziehung zwischen der Zusatzbelastung und der aktuellen Belastung her.

T_i ergibt sich beim Eco-Indicator-95 durch Korrelation der einzelnen Wirkungen zu einem maximal tolerablen Schaden. Es wird hierbei zwischen 3 verschiedenen Schäden unterschieden:

1. Die Wirkung verursacht pro Jahr einen Todesfall pro 1 Million Einwohner (Bezug auf die Wirkungen ODP, toxische Schwermetalle und kanzerogene Stoffe),
2. Die Wirkung führt zu einer Schädigung von 5 % der Ökosysteme des Bilanzraumes, es ist dabei nicht relevant, auf welches Ökosystem sich der Schaden bezieht (für die Wirkungen GWP, Pestizide, Versauerung und Eutrophierung) oder
3. Die Wirkung (durch Smogbildung) führt zu nicht tödlichen Gesundheitsbeschwerden in der Bevölkerung (für Sommer- und Wintersmog).

Die drei Schadenstypen werden als gleichrangig angesehen (1:1 Gewichtung). Die unterschiedlichen Wirkungen werden demnach über die durch sie verursachten Schäden zusammengeführt und aggregiert. Durch die Schadenskorrelation der Targetwerte T_i entfällt die subjektive Wichtung durch W_i in Formel 2.2. Sie kann dann alternativ geschrieben werden als Formel 2.3.

$$I = D_k \sum_{i=1}^9 \frac{E_i}{T_i} = D_k \sum_{i=1}^9 \frac{E_i}{N_i} \frac{N_i}{T_i} \quad (2.3)$$

Je kleiner die Indikator-Punktzahl I , desto geringer ist die ökologische Relevanz der betrachteten Emissionen. D_k ist nun eine Konstante für die drei als äquivalent angesehenen Schadenstypen. Obwohl tatsächlich nur der Targetwert T_i zur Bestimmung des Eco-Indicators benötigt wird, wird der Eco-Indicator üblicherweise durch die zwei getrennten Faktoren $\frac{1}{N_i}$ und $\frac{N_i}{T_i}$ ausgedrückt.

Bei der Bestimmung der Korrelationsfaktoren werden nur die als am relevantesten angesehenen Schäden einer Wirkung zugeschrieben, was eine deutliche Vereinfachung der Realität darstellt, weil sicherlich auch Schwermetalle oder Photooxidantien zu einem Schaden im Ökosystem führen können (z.B. Beeinträchtigung der Photosynthese, Waldsterben) oder Pestizide eine Auswirkung auf die menschliche Gesundheit haben können, um nur einige Beispiele zu nennen.

Bei der Bestimmung von T_i wird von Studien über die Beziehung zwischen den Schadenstypen und den einzelnen Wirkungen ausgegangen. Die maximal zulässige Belastung, bei der ein gerade noch tolerabler Schaden eintritt, wird dann über die Annahme von linearen, durch den Ursprung verlaufenden Schaden-Wirkungskurven, grob abgeschätzt. Diese Annahme führt dazu, dass auch Vielfache bzw. Bruchteile der 3 Schadenstypen auftreten und miteinander verrechnet werden können. Die Schaden-Wirkungskurven beschreiben die Realität nur näherungsweise, da von ihnen nur ein Punkt (Schaden bei Targetwert T_i) bekannt ist und selbst dieser Wert nur näherungsweise berechnet werden kann. Tabelle 2.3 zeigt die Parameter N_i sowie N_i/T_i (entspricht Reduktionsfaktor) und den für die Korrelation jeweils ausgewählten Schadenstyp für die einzelnen Wirkungen.

Wirkung	Einheit	Schadenstyp	N_i	N_i/T_i
Treibhauseffekt	GWP kg	5 % Schaden Ökosystem	$6,5 \times 10^{12}$	2,5
Ozonabbau	ODP kg	1 Todesfall pro 1 Mio. Menschen	$4,6 \times 10^8$	100
Versauerung	AP kg	5 % Schaden Ökosystem	$5,6 \times 10^{10}$	10
Eutrophierung	NP kg	5 % Schaden Ökosystem	$1,9 \times 10^{10}$	5
Toxische Schwerm.	Pb equiv. kg	1 Todesfall pro 1 Mio. Menschen	$2,7 \times 10^7$	5
Karzinogene Stoffe	Benz(a)pyren eq. kg	1 Todesfall pro 1 Mio. Menschen	$5,4 \times 10^6$	10
Wintersmog	SO ₂ equiv. kg	Gesundheitsbeschwerden Mensch	$4,7 \times 10^{10}$	5
Sommersmog	POCP kg	Gesundheitsbeschwerden Mensch	$8,9 \times 10^9$	2,5
Toxische Pestizide	aktive Bestandteile	5 % Schaden Ökosystem	$4,8 \times 10^8$	25

Tab. 2.3: Schadenstyp, aktuelle Belastung und Reduktionsfaktor der Wirkungen.

Die Eco-Indikatoren für mehrere Teilprozessnetze werden addiert, um die Gesamtbewertung eines Produktes, einer Prozessfolge oder eines Lebenszyklusses zu erhalten. In der

Entsorgungsphase können auch negative Eco-Indicatoren als Gutschrift für stoffliches oder thermisches Recycling entstehen.

2.3.2 Anwendung und Bewertung des Eco-Indicators

Die Bewertung eines Prozessnetzes in 9 Wirkungsklassen wird wie gezeigt auf eine Zahl verdichtet. Die Gewichtung zwischen den Wirkungsklassen zur Berechnung einer einzigen Zahl wird unter Umweltwissenschaftlern noch immer kontrovers diskutiert, wird andererseits aber häufig als Voraussetzung für die Einführung einer solchen Bewertung in der Produktentwicklung angesehen. Wenn schon die Umwelt als weiterer Designparameter zu berücksichtigen ist, wünschen sich die Ingenieure und Designer eben nur einen Parameter und nicht neun oder noch mehr zusätzliche Optimierungsparameter.

Die Eco-Indicator-Methode wird relativ breit – auch außerhalb von Holland – genutzt, so dass bereits recherchierte Datenpakete auch kommerziell zusätzlich zur Grunddatenbank angeboten werden. Das Verfahren führt so zu einer gewollten Aufteilung der Benutzer in solche, die Prozessdaten recherchieren, und solche, die Bewertungen aufgrund von bestehenden Daten durchführen.

Bei praktisch allen anderen Ökobilanzwerkzeugen muss entweder ein Spezialist für Ökobilanzen die Produktentwicklung begleiten, oder die Produktentwickler müssen selbst zu Umweltspezialisten ausgebildet werden, um die Ökobilanz und die Daten korrekt anwenden zu können.

Für die Anwendung fertig recherchierter und zu Eco-Indicatoren zusammengefasster Daten sind auch neue, einfache Softwaredatenbanken entstanden, die nur vorbewertete Materialien und Prozesse zu Produkten und Lebenszyklen zusammensetzen (z.B. ECOit von Pre [75]). Die Schnittstelle zu den Datenlieferanten ist der Eco-Indicator in so genannten milli-Points (mPt) jeweils pro Bezugseinheit, also zum Beispiel für die Herstellung von 1 kg eines Materials, aber beispielsweise auch für die Extrusion von 1 kg Kunststoff.

Auf dieser zusammengefassten Datenebene besteht kaum noch die Gefahr, dass geheime Daten weitergegeben werden können. Die Wahl korrekter Bezugseinheiten und die Beschreibung derselben zur Übertragung auf neue Auswertungen sind jedoch essentiell zur Erstellung sinnvoller Lebenszyklen.

Die vereinfachte Anwendung von Eco-Indicatoren, bei der lediglich die Grundmaterialien aus einer Liste wie in Tabelle 2.4 ausgewählt werden und zusätzlich die Gebrauchsphase abgeschätzt wird, ist ein erster Schritt für eine Umweltabschätzung, hat jedoch auch gravierende Nachteile. Durch unzulässige Übertragungen und weil die Qualität der Datengrundlagen nicht mehr nachvollzogen werden kann, sollte der Eco-Indicator in dieser Form als eine sinnvolle, aber stark vereinfachende Abschätzung gelten.

Material	EI 95	Qu.	Prozess	EI 95	Qu.
Al	18 mPt	(B)	Injection moulding	0,5–1,1 mPt/kg	(EI)
Cu, primary	85 mPt	(E)			
Cu, 60 % primary	60 mPt	(E)	Electricity, low voltage	0,67 mPt/kWh	(E)
Cu, secondary	23 mPt	(E)			
Steel (incl. 20 % scrap)	4,1 mPt	(B)	Aircraft (continental)	1,7 mPt/kg	(EI)
Glass Wool & Fibres	2,1 mPt	(S)	Aircraft (intercont.)	0,81 mPt/tkm	(EI)
Paper	3,3 mPt	(B)	Train (eur. avg.)	0,043 mPt/tkm	(E)
ABS	9,3 mPt	(HE)	Truck (28t, eur. avg.)	0,34 mPt/tkm	(E)
PA	13 mPt	(bj)	Container Ship (fast)	0,056 mPt/tkm	(E)
PC	13 mPt	(EI)			
HDPE	2,9 mPt	(P)			
PET	7,4 mPt	(P)			
PP	3,3 mPt	(P)			
PVC (no additives)	4,2 mPt	(P)			

Erläuterung der Quellen (Qu.):

(B) BUWAL, Oekobilanz von Packstoffen, Stand 1990

(bj) Bergh en Jurgens, Environmental Impacts of Packaging Materials, 1990

(E) ETH Zürich, Ökoinventare für Energiesysteme, 1994

(S) SPIN project, RIVM LAE, Bilthoven

(HE) Reijnders, Handbook of emission factors, 1993

(P) PWMI, Ecoprofiles on the European Plastics Industry, 1993-96

(EI) The Eco-indicator 95 Bijlage rapport

Tab. 2.4: Beispielwerte für Eco-Indicator-Bewertungen (aus [75])

Bei der Verfolgung der Ursachen für eine schlechte Bewertung oder bei der Abschätzung möglicher Datenlücken und -ungenauigkeiten stößt man an die Grenzen der auf den ersten Blick sehr schönen Trennung zwischen Datenrecherche und Datenanwendung. Nur die Verwendung der kompletten Ökobilanzsoftware, mit der die Eco-Indikatoren erzeugt werden, erlaubt Auswertungen darüber, welcher Teil eines Lebenszyklusses oder eines Produktes für bestimmte Umweltkriterien wie Energieverbrauch oder Ozongefährdung verantwortlich ist. Auch können Allokationsfaktoren fremder Datenpakete in zusammengefasster Form häufig weder nachvollzogen noch verändert werden.

Obwohl die Bewertungsmethode prinzipiell für jegliche Emissionen in den 9 Klassen erweiterbar ist, können im System nicht verankerte Emissionen vom Anwender praktisch nicht nachgetragen werden, da die Bildung von Emissionsäquivalenten und Targetwerten enormes Fachwissen verlangt.

Der Eco-Indicator-Ansatz liefert gegenüber der klassischen Ökobilanz einige Vorteile. Speziell für schnelle Abschätzungen und Überschlagsrechnungen – wie sie in der Umweltbewertung aufgrund der vielen Unwägbarkeiten meist nötig sind – kann der Eco-Indicator in der Produktentwicklung eingesetzt werden. Für die Bewertung einfacher Produkte und die Einstufung von Grundwerkstoffen kann dies bereits sinnvoll eingesetzt werden. Die benötigten Prozessmodule zur Berechnung von Eco-Indicatoren müssen dennoch mit ausreichender Genauigkeit, also im Normalfall gemeinsam mit Herstellern, erhoben werden, wodurch aus Sicht der Firmen bereits wieder die Gefahr der Verbreitung von Firmengeheimnissen bestehen kann.

Die Recherche und Veröffentlichung von detaillierten, freigegebenen und übertragbaren Prozessmodulen ist für die Elektronik somit sehr aufwändig und selten. Durch die Anwendung zusammengefasster fremder Daten mit unsicherer Genauigkeit ist die Qualität eines Ergebnisses nur schwer nachzuvollziehen.

2.4 Weitere Ansätze zur ökologischen Bewertung im Überblick

Bevor in Kapitel 3 Vorschläge für realistisch und sinnvoll in der Elektronikentwicklung einsetzbare Umweltbewertungen vorgestellt werden, muss die Vielfalt der bereits vorhandenen ökologischen Bewertungsverfahren erläutert werden. Dazu wird eine Auswahl diverser weiterer Ansätze und Methoden kurz vorgestellt, welche ebenfalls zu einer zusammenfassenden Zahl führen.

Anschließend wird deren Eignung für den praktischen Einsatz in der Elektronik überprüft.

2.4.1 Das Modell der Ökopunkte (BUWAL)

Das Modell der Ökopunkte wurde vom BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft in der Schweiz) entwickelt und 1990 veröffentlicht. Es handelt sich um eine Erweiterung des ebenfalls am BUWAL (damals noch BUS) entwickelten Modells der „kritischen Volumina“ von 1984, welches hier nicht einzeln vorgestellt wird [2, 10, 11]. In einigen Punkten kann das Ökopunkte-Modell als Vorläufer des Eco-Indicators gelten.

Sachinformationen

In das Modell können die über den Produktlebensweg entstehenden stofflichen Emissionen in Luft und Wasser, der Verbrauch an Wasser, Energie und Rohstoffen, sowie weitere Aspekte wie z.B. entstehende Abfälle, Bodenversiegelung oder anfallende Abwärme ein-

gehen. Unter Umständen ist eine komplette Sachbilanz zu erstellen. Betrachtet werden im Einzelfall aber nur die Aspekte und Stoffe, die im Bilanzraum eine so genannte ökologische Knappheit aufweisen.

Dem BUWAL-Modell wurden schweizer Verhältnisse zugrunde gelegt und folgende Aspekte als ökologisch knapp betrachtet:

1. Abgasemission von CO_2 , NO_2 , SO_2 , KW (ohne CH_4), HCl und FCKW
2. Abwasseremission von DOC, COD, PO_4^{3-} , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und NH_4^+
3. Brutto-Gesamtenergieverbrauch (dieser Parameter stellt in Analogie zu KEA in Abschnitt 2.4.4 den primärenergetisch bewerteten Verbrauch an Energieträgern da)
4. Masse der entstehenden Siedlungs- und Sonderabfälle

Bis auf den Brutto-Gesamtenergieverbrauch sind die Sachinformationen outputorientiert.

Bewertungskriterien

Welche Wirkungen den Emissionen in Luft und Wasser zugeschrieben werden, ist aus den Beschreibungen des Ökopunktemodells nicht explizit ersichtlich. Die Bewertungskriterien für die Emissionen ergeben sich erst durch Interpretation der Gesetze und Qualitätsziele, die zur Formulierung ihrer ökologischen Knappheit geführt haben. Als Kriterium für entstehende Abfälle wird ihre Entsorgungsmöglichkeit genannt, der Energieverbrauch wird durch die Knappheit von Energie berücksichtigt.

Bewertungsmethode

Kern der Bewertungsmethode ist die Definition eines Öko-Faktors für die Kriterien Energieknappheit und Entsorgungsmöglichkeit sowie die betrachteten Emissionen. Er ist Ausdruck ihrer (ökologischen) Knappheit, welche die unterschiedlichen Kriterien vergleichbar machen soll. Die ökologische Knappheit ist definiert als Quotient zwischen derzeitiger Belastung F und Belastbarkeit (auch als kritischer Fluss F_k bezeichnet) einer Umweltressource (z.B. Belastung der Ressource Luft durch den Stoff CO_2) und gibt an, wie weit die derzeitige Nutzung der Umweltressource bereits an der Belastungsgrenze liegt. Bezüglich der Emissionen wird unter F_k die maximale Belastungsmenge verstanden, die in den betroffenen Ökosystemen noch keine irreversiblen Schäden ergibt.

Was als irreversibler Schaden anzusehen ist, wird allerdings nicht definiert, ein nachvollziehbarer Bezug auf eine oder mehrere bestimmte Wirkungen (Wirkungsbilanz) liegt nicht vor. Der kritische Fluss leitet sich für alle Aspekte aus gesetzlichen Grenzwerten oder nationalen, internationalen oder subjektiven Qualitätszielen ab. Offen bleibt, welche Kriterien zur Setzung der Grenzwerte und Qualitätsziele geführt haben und damit die Bewertung der Emissionen bestimmen. F und F_k sind Frachtwerte, die sich auf einen bestimmten Bilanz- und Zeitraum beziehen (z.B. Chlorideintrag in schweizer Gewässer pro Jahr).

Der Öko-Faktor hat folgende Gestalt:

$$\text{Öko-Faktor} = \frac{1}{F_k} \frac{F}{F_k} \cdot c, \quad (2.4)$$

mit F_k : kritischer Fluss / maximal zulässige Belastungsfracht in [t/a] oder [TJ/a],
 F : tatsächliche Belastungsfracht in [t/a] oder [TJ/a] und
 c : dimensionsloser Faktor von 10^{12} .

Der erste Teil von Formel 2.4 $1/F_k$ normiert die mit dem Öko-Faktor zu multiplizierenden Belastungen auf den kritischen Fluss. Ist dieser relativ groß (dies wäre z.B. für CO_2 der Fall), dann bewirken erst größere durch den Prozess verursachte Flüsse eine relevante Anzahl an Ökopunkten. Der zweite Teil der Formel 2.4 F/F_k entspricht der ökologischen Knappheit. Alle Größen werden linear verknüpft. Liegt beispielsweise das Verhältnis F/F_k bei 1 (die derzeitige Fracht entspräche damit exakt der maximal zulässigen Fracht), wird ein Aspekt als doppelt so problematisch gewertet im Vergleich zu einem Verhältnis F/F_k von 0,5. Der Öko-Faktor wertet eine durch das Objekt verursachte Belastung daher nicht überproportional stark, wenn sich die bestehende Vorbelastung der kritischen Belastung annähert oder sogar größer als sie ist. In erster Näherung wird aus Gründen der mathematischen Vereinfachung der Berechnung davon ausgegangen, dass die Zusatzbelastung durch den Prozess nicht die Knappheit verschärft (Unabhängigkeit der Zusatzbelastung durch das betrachtete Objekt von F). Der dimensionslose Faktor c wurde in die Formel eingeführt, um Öko-Faktoren mit negativen Zehnerpotenzen zu vermeiden.

Es wurden in [2] mehrere Möglichkeiten der Abhängigkeit des Öko-Faktors vom Faktor F/F_k untersucht. Funktionen, die den Öko-Faktor nach anfänglich überproportionalem Wachstum ab einem Verhältnis F/F_k von 1 nur noch linear bzw. unterproportional wachsen lassen, wurden verworfen. Begründet wurde dies mit der Schwierigkeit, eine plausible Erklärung dafür zu geben, warum gerade ab einem bestimmten F/F_k der Übergang von überproportionalem zu linearem oder abnehmendem Wachstum des Öko-Faktors erfolgen soll. Aus diesem Grund wurde eine lineare Verknüpfung gewählt, bei der auf eine solche Festsetzung verzichtet werden kann.

Die Gestalt des Öko-Faktors ist sehr ähnlich zur Berechnung des Eco-Indicators. Während beim Öko-Faktor $1/F_k$ als Normalisierungsglied eingesetzt wird, verwendet der Eco-Indicator die aktuelle Emissionsmenge zur Normalisierung ($\frac{1}{N_i}$ entspräche hier $\frac{1}{F}$). Der Eco-Indicator ist damit faktisch unabhängig von den aktuellen Emissionsmengen, auch wenn diese zur praktischen Bestimmung der Faktoren verwendet werden. Allein der Targetwert bestimmt die Gewichtung der Wirkungsklassen. Der Öko-Faktor argumentiert hingegen, dass eine Emission schwerer wiegt, wenn der „Spielraum“ für diese Wirkung oder Ressource bereits ausgeschöpft ist. Somit hat hier die aktuelle Belastung einen ggf. verstärkenden oder abschwächenden Effekt auf die Höhe der Bewertung.

Die Emissions-, Abfall- und Energiemengen pro Vergleichseinheit werden dann nach Formel 2.5 mit den entsprechenden spezifischen Öko-Faktoren (z.B. 23 Ökopunkte/g SO_2)

zu einer Anzahl Ökopunkte multipliziert und über alle Parameter und Prozesse aufsummiert:

$$\text{Ökopunkte}_{\text{Objekt}} = \sum \text{Menge}_i \cdot \text{Öko-Faktor}_i, \quad (2.5)$$

mit $1 \leq i \leq n$: Anzahl Stoffe (Aspekte) für die ein Öko-Faktor berechnet wird.

Ein Produkt mit vergleichsweise niedrigerer Ökopunktzahl ist als weniger umweltrelevant einzustufen.

Beispielwerte

in Ökopunkten bzw. „Umweltbelastungspunkten (UBP)“ pro kg (aus [92])

Rohmaterial	Ni	Cu	Pb	Al	Zn	Stahl	Fe	Sn	PVC	PS	ABS	PP	PE
UBP/kg	47706	3737	2562	2093	1713	322	216	65	4624	2244	1837	894	889

2.4.2 Environment Priority Strategies (EPS)

Das EPS-Modell ist eine schwedische Ökobilanzbewertung erarbeitet von Bengt Steen vom IVL (Swedish Environmental Research Institute) und Sven-Olof Ryding vom Schwedischen Industrieverband, welche erstmals 1990 veröffentlicht wurde. Zielstellung ist ähnlich wie beim Eco-Indicator-95 die Aggregation auf eine Zahl für die Anwendung im Produktdesign [93].

Sachinformationen

EPS basiert auf umfangreichen Bilanzen mit Emissionen, aber auch mit weiter gefassten Umweltauswirkungen. Im praktischen Einsatz soll wie beim Eco-Indicator-95 auf vorberechnete Werte (pro kg Rohstoff, oder pro kg Output eines Prozesses) zurückgegriffen werden.

Bewertungskriterien

Es wurden 5 so genannte Safeguard Subjects gebildet:

- Biodiversität,
- Produktion,
- menschliche Gesundheit,
- Ressourcen und
- ästhetische Werte.

Alle negativen Einflüsse auf diese Kriterien sollen quantifiziert und bewertet werden.

Bewertungsmethode

Die Umweltindizes für die durch die Safeguard Subjects abgedeckten Bereiche orientieren sich daran, wieviel der Einzelne (oder ein Staat als Durchschnitt der Individuen) bereit ist, für diese Bereiche zu zahlen („willingness to pay“). Gemessen wird in Environmental Load Units (ELU), welche gleichzeitig 1 ECU entsprechen, das heißt eine Umweltveränderung von 1 ELU (pro kg oder pro Vergleichseinheit) kann durch Aufwenden von 1 ECU aufgewogen oder verhindert werden.

Unter dem Schutzziel Produktion wird beispielsweise verrechnet, welche Geldmenge aufgewendet werden muss, um durch Emissionen verursachte Einbußen bei Frischwasser, Saatgut, Fleisch, Holz, etc. zu verhindern. Bei der Biodiversität (Artenschutz) wurde andererseits pauschal das zehnfache der schwedischen Ausgaben für diesen Zweck angesetzt. Die Berechnungsgrundlage für die Umweltindizes beruht also auf sehr unterschiedlichen und komplexen Annahmen.

Die Zuordnungen sind dabei teilweise schwer nachvollziehbar und enthalten sicher auch subjektive Bewertungen, welche von den Entwicklern auch kritisch diskutiert werden. Dennoch ist das System mehrfach eingesetzt worden (z.B. bei Volvo) und verfügt über eine (vielleicht im Detail strittige aber) sinnvolle Datenbasis für Grundwerkstoffe und einige Formungsprozesse.

Beispieldaten

Rohmaterialherstellung (aus [25] nach [93])

Rohmaterial	Co	Cr	Fe	Ni	Pb	Pt	Sn
ELU/kg	76	8,8	0,09	24,3	180	$3,5 \cdot 10^5$	1200

2.4.3 Material-Input pro Service-Einheit (MIPS)

MIPS steht für „Material-Input pro Service-Einheit“ (material intensity per service or sequence) und wurde 1993 am Wuppertal-Institut für Klima und Umwelt entwickelt. Die Grundannahme ist, dass global gesehen alle wesentlichen Umweltwirkungen eines Produktes (oder einer Dienstleistung etc.) mit großen Massenbewegungen einhergehen, sei es bei der Rohstoffgewinnung, bei Transporten oder bei der Energiebereitstellung [84].

Sachinformationen

Lediglich der Masseninput wird benötigt, dies jedoch über den gesamten Lebenszyklus und für alle Vorprodukte und Prozesse bis zur Rohstoffextraktion. Es wird also letztlich eine Prozessbilanz über den gesamten Lebenszyklus vorausgesetzt, bei der alle Verknüpfungen zwischen Prozessmodulen exakt und quantitativ definiert sein müssen. Die

Stoffflüsse an den Bilanzgrenzen müssen hingegen nur mengenmäßig (ohne genaue Zusammensetzungen) bilanziert werden. Stoffflüsse aus dem Bilanzraum in die Natur (Emissionen) müssen im Prinzip gar nicht quantifiziert werden.

Bewertungskriterien

Der Massendurchsatz, um einen bestimmten Nutzen oder ein Produkt zu generieren, ist alleiniges Bewertungskriterium. Dadurch wird der Tatsache Rechnung getragen, dass die derzeitige Weltwirtschaft zu große und zum Teil unnötige Stoffströme hervorruft. Eine Erhöhung der Ressourcenproduktivität um den Faktor 10 in den Industrieländern wird als machbares und notwendiges Ziel für den Übergang zu einer nachhaltigen Entwicklung postuliert.

Bewertungsmethode

Die Summe aller Masseninputs des Bilanzraumes wird als Materialintensität MI bezeichnet. Durch den Bezug auf ein Produkt, oder besser den Nutzen oder Service eines Vorganges, erhält man die Einheit MIPS. Während der Produktion steigt durch den Ressourcenverbrauch MIPS steil an. In der Gebrauchsphase sinkt MIPS (je nach Ressourcenbedarf wie Energie oder Verbrauchsmaterial während dieser Phase) als e-Funktion ab, das heißt ein Gerät welches länger genutzt wird, wird mit weniger MIPS bewertet. Bei der Entsorgung oder einer Reparatur entscheidet die Differenz aus neu verursachten Stoffströmen und durch Rezyklateinsatz vermiedenen Stoffströmen über eine Zu- oder Abnahme des MIPS.

Abfälle und Emissionen werden nicht weiter berücksichtigt, da sie indirekt mit den Inputgrößen verknüpft sind. Auch wird darauf hingewiesen, dass die Maßnahmen zur Kontrolle schwerwiegender Emissionen als Massenströme eingehen sollen. Energieverbräuche werden ebenfalls nur indirekt über die zur Energiebereitstellung bewegten Massen bewertet.

MIPS soll als relativ simples Screening-Werkzeug dienen, welches sowohl für einzelne Produkte/Dienstleistungen, aber auch für die Bewertung weltweiter Massenströme taugt. In den Veröffentlichungen zu MIPS wird allerdings häufiger darauf verwiesen, dass neben „Herkunftsland, ökologischem Rucksack (MI), Energieintensität und MIPS“ auch „die bekannten Schadstoffe, die in Produkten enthalten sind“ untersucht werden müssten.

Beispieldaten

Massenintensität MI für Rohmaterialgewinnung (nach [84]), in kg Materialbewegung pro kg Rohmaterial

Rohmaterial	Ag	Au	Pt	Pb	Zn	Cu	Fe
MI	7500	350000	350000	19	27	420	14

2.4.4 Kumulierter Energieaufwand (KEA)

KEA, der „Kumulierte Energieaufwand bildet eine wichtige Basis, um die Prioritäten von Energieeinsparpotentialen in ihrem komplexen Zusammenhang zwischen Konstruktion, Herstellung, Nutzung und Entsorgung aufzuzeigen“ [103]. Energiebilanzen in dieser Art werden bereits seit den siebziger Jahren verwendet. Ein konkretes Rechenmodell wurde vom VDI gemeinsam mit dem Umweltbundesamt als VDI-Richtlinie 4600 1995 vorgeschlagen [103] und seitdem unter Beteiligung des Öko-Instituts Freiburg weiterentwickelt [52]. Es geht bei KEA wesentlich darum, die Energierechnung über direkte Energieverbräuche wie elektrische und Wärmeenergie hinaus einheitlich zu behandeln.

Falls KEA ausreichend transparent dargestellt wird (indem zunächst nach Einzelenergieträgern getrennt bilanziert wird), kann er aber auch als Grundlage für Emissionsbilanzen dienen und so eine Aussage über die Umweltverträglichkeit nach Ökobilanzmaßstäben liefern. Dies gilt insbesondere für Industriebereiche, deren Umwelteinwirkungen von vorne herein sehr stark von der Energiebereitstellung ausgehen.

Sachinformationen

Wie oben für das Vorgehen bei der Ökobilanz und bei MIPS dargestellt, sind für jeden Prozess des Lebenszyklusses inklusive jener zur Bereitstellung der Energieträger die Input- und Outputströme zu ermitteln. Letztlich geht aber nur der Input an Endenergieträgern über den Lebenszyklus in die Bewertung ein. Hierunter werden die Endenergieverbräuche EEV (z.B. von Wärme, Kraft, Licht, Nutzelektrizität), der nichtenergetische Verbrauch NEV für die stoffliche Verwendung in der amtlichen Energiestatistik aufgeführter Energieträger und der stoffgebundene Energieinhalt SEI für die stoffliche Verwendung nicht in der Energiestatistik aufgeführter Energieträger (z.B. Biomasse) verstanden. Der Arbeitsaufwand zur Ermittlung der Sachinformationen verringert sich im Vergleich zu einer kompletten Ökobilanz an einigen Punkten deutlich, insbesondere entfällt die Erfassung der Emissionen.

Bewertungskriterien

Das Verfahren hat nur ein Bewertungskriterium, den Kumulierten Energieaufwand KEA. Dieser gibt „die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands an, der im Zusammenhang mit der Herstellung, Nutzung und Beseitigung eines ökonomischen Gutes (Produkt oder Dienstleistung) entsteht bzw. diesem ursächlich zugerechnet werden kann“ [103]. Die Umrechnung der Nutzenergieträger auf Primärenergie geschieht bei fossilen Ressourcen durch Bezug auf den Heizwert der letztlich verbrauchten energetischen Rohstoffe in ihrer Lagerstätte (z.B. Rohsteinkohle, Rohöl). Kernenergie wird mit dem thermischen Nutzungsgrad der Kernkraftwerke und dem Bereitstellungsaufwand für die Kernbrennstoffe, Strom aus Wasserkraftwerken über die potentielle Wasserenergie (bestimmt als nutzbare Rohfallhöhe) auf Primärenergie umgerechnet. Der Aufwand für In-

frastruktur ist laut VDI4600 ebenfalls zu berücksichtigen.

Fallen in den betrachteten Prozessen Koppelprodukte an, so wird der Energie- und Rohstoffinput nach nicht fest vorgegebenem Schlüssel auf das Produkt und die Koppelprodukte aufgeteilt (z.B. nach Masse, Volumen, Marktpreis, etc.). Verlassen Stoffe den betrachteten Bilanzraum und werden in anderen Prozessen stofflich oder energetisch weitergenutzt, so erfolgt eine energetische Gutschrift (z.B. in Höhe des Heizwertes der Stoffe), wodurch sich der KEA des betrachteten Systems verringert. Insgesamt lässt sich das Verfahren als inputorientiert bezeichnen.

Bewertungsmethode

Das harmonisierende Element für die verschiedenen Energieträger ist, wie dargestellt, die Umrechnung auf Primärenergie (in J). Bezogen auf die Vergleichseinheit ergibt sich KEA dann über Summation aller primärenergetisch bewerteten Energieverbräuche EEV, NEV und SEI für alle Prozesse des Lebenszyklusses oder des Prozessnetzes.

Beispieldaten

KEA der Materialgewinnung (nach [52]), in MJ/kg

Rohmaterial	Al	Cu	Pb	Pd	Pt	Zn	HDPE	PVC	Glas
KEA	184,4	52,8	14,8	55905	130438	70,1	46,8	38,6	11,5

2.4.5 Bewertung mit Toxizitätsäquivalenten nach Gebler

Das von Wolfgang Gebler 1992 entwickelte Gesamtverfahren bezieht sich insbesondere auf die Bewertung der Umweltauswirkungen von Hausmülldeponien und Abfallverbrennungsanlagen [21]. Es kann im Prinzip aber auch im Rahmen einer Produktökobilanz als Auswertungsstufe verwendet werden. Es wird trotz der geringeren Bekanntheit und Verbreitung in diesen Vergleich aufgenommen, da die toxikologische Bewertung von Stoffen und Prozessen weiter ein Schwachpunkt vieler anderer Systeme ist.

Sachinformationen

Das Verfahren ist outputorientiert, wie beim Eco-Indicator-95 gehen nur die stofflichen Emissionen in Luft und Wasser in die Bewertung ein. Relevant sind hier jedoch der Grundidee nach auch Spurenstoffe, die nur im ppm- oder ppb-Bereich in die Umwelt gelangen. Im Vergleich zu einer umfassenden Ökobilanz mit Abwärme, Abfällen, Flächenverbrauch, etc. verringert sich zwar die zu erhebende Datenmenge, es sind aber insgesamt mehr Stoffe zu erfassen als zum Beispiel bei den Ökopunkten.

Bewertungskriterien

Die Schadstoffe werden nach ihrer akuten Toxizität für aquatische und terrestrische Organismen, ihrer mutagenen und kanzerogenen Wirkung, ihrer Persistenz in Luft und Boden sowie ihrem Bioakkumulationspotential bewertet. Als weiteres Kriterium wird das Treibhauspotential der Luftschadstoffe aufgeführt, da dieses aber nicht mit den toxikologischen Daten aggregiert, sondern in einer separaten Bewertungszahl ausgedrückt wird, soll in dieser Arbeit das Treibhauspotential ausgeklammert bleiben (wodurch das Toxizitätsäquivalent im Weiteren ein Verfahren mit einer einzigen Bewertungszahl darstellt).

Aufgrund der verringerten Anzahl von Bewertungskriterien wird nur ein Ausschnitt der von den Herstellungsprozessen ausgehenden Wirkungen auf die Umwelt erfasst.

Bewertungsmethode

Die Methode setzt im Wesentlichen auf durch Versuchsreihen bestimmten Toxizitätswerten wie z.B. der letalen Dosis LD_{50} auf. Die Schwierigkeit besteht darin, die verschiedenen Toxizitätsangaben für Bakterien, Fische, Säugetiere, etc. kombiniert mit verschiedenen Applikationsformen (oral, dermal, respirativ) zusammenzufassen und mit gegebenenfalls verschärfenden Gefährdungsmerkmalen wie dem Bioakkumulationspotential zu verknüpfen.

Die 4 Bewertungskriterien zur Toxizität (terrestrisch/aquatisch), Mutagenität und Kanzerogenität werden als gleichwertig betrachtet mit der Begründung, dass zum einen zwischen Mutation und der Krebsinduzierung eine 90 bis 95-prozentige Korrelation bestehe und zum anderen sowohl Effekte der akuten Toxizität als auch Krebs letztlich zum Tod führen (der Unterschied liege nur in der Latenzzeit).

Nach einer groben Quantisierung durch eine Zuordnungstabelle wird nur der schärfste (niedrigste) Toxizitätswert weiter übernommen (als T_x bezeichnet). Die Quantisierungsschritte dienen dazu, den bei Umweltbewertungen häufigen Charakter der Scheingenauigkeit zu nehmen. Die Größenordnungen der Toxizitätswerte werden als relevant angesehen, nicht jedoch die genauen Messwerte.

Als weitere Faktoren gehen noch das Bioakkumulationspotential BCF und die Persistenz PF ein. Die Aggregation erfolgt durch Multiplikation des Kehrwertes des kleinsten Expositionswertes mit dem (wiederum quantisierten) Bioakkumulationswert und dem Persistenzfaktor zu einem stoffspezifischen Ökotoxizitätsfaktor $T_{x_{ök}}$.

$$T_{x_{ök}} = \frac{1}{T_x} \cdot BCF \cdot PF \quad (2.6)$$

Die Ökotoxizitätsfaktoren $T_{x_{ök}}$ können erweitert auch toxische Abbauprodukte bis zur

dritten Stufe berücksichtigen. Das Toxizitätsäquivalent T_e entsteht schließlich durch

$$T_e = \sum T_{x_{\text{ök}}} \cdot m_{\text{Stoff}}. \quad (2.7)$$

T_e gibt an, wieviel Biomasse potentiell durch die Herstellung der Bezugseinheit geschädigt werden könnte.

Beispielwerte

Toxizitätsäquivalente (nach [38]) in kg Biomasse pro mg Emission

Emissionen in Luft				Emissionen in Wasser			
Al	0,01	As	9,717	Cyanide	1	ion. Ag	10
Be	10	Cd	127,8	ion. Al	0,01	ion. As	1
Co	0,001	Cr	0,1	ion. Be	10	ion. Cd	100
Cu	10	Fe	0,00001	ion. Cr	1	ion. Cu	100
Hg	35,5	Mg	0,0001	ion. Fe	0,01	ion. Hg	10000
Ni	0,01	Pb	100	ion. Mg	0,001	ion. Ni	0,1
Sb	0,1	Se	100	ion. Pb	100	ion. Sb	0,01
Si	0	Sn	0,01	ion. Se	100	ion. Sn	0,01
Ti	1	Zn	0,001	ion. Zn	0,01		

2.5 Anforderungen an Bewertungssysteme

Da die bisher verfügbare Ökobilanzsoftware zumeist nur Daten über die Herstellung von Massenwerkstoffen (z.B. Metalle, Glas, Kunststoffe) bereitstellen kann, bleibt die Datenbeschaffung für die Bereitstellung dort nicht erfasster Roh- und Hilfsstoffe und für Herstellungsprozesse ab der Ebene Werkstoff dem Anwender überlassen. Die Erstellung vollständiger Ökobilanzen für komplexe Produkte, beispielsweise der Elektronikindustrie, ist daher sehr aufwändig und dauert lange. Dabei müssen zwangsweise Vereinfachungen und Abschätzungen gemacht werden.

Auch die Bewertungssysteme selbst vereinfachen die Zusammenhänge der Realität in unterschiedlicher Weise, denn das komplette Ökosystem Erde ist bisher weder bekannt noch begreifbar und in Software nachzubilden. Dies kann eigentlich auch nicht das Ziel von Umweltbewertungen im technischen Umfeld darstellen.

Die Qualität und Fairness oder auch Voreingenommenheit eines Bewertungssystems ist sehr schwer festzustellen. Soll das Ergebnis der Bewertung nicht nur zur internen Optimierung eingesetzt werden, d.h. ist der Adressatenkreis der Bewertung nicht mit den

bewertenden Personen identisch, sollte das Verfahren gewisse Anforderungen erfüllen. In der Literatur werden die folgenden Punkte genannt (ergänzt nach [69]):

a) Nachvollziehbarkeit und Transparenz: Der Gang der Prüfung soll für alle von der Bewertung Betroffenen nachvollziehbar sein. Darunter lässt sich die Offenlegung der verfolgten Ziele und verwendeten Bewertungskriterien sowie deren Gewichtung verstehen. Annahmen und subjektive Komponenten müssen klar erkennbar und möglichst begründet sein. Die Abfolge der Schritte im Bewertungsverfahren soll folgerichtig und ohne unbegründete Übergänge sein.

b) Vollständigkeit: Im Rahmen der Möglichkeiten und der Bedeutung des Vorhabens sollte alles Bekannte oder Erfahrbare, zumindest aber die relevanten Faktoren ausgewertet und in die Bewertung einbezogen werden.

c) Einheitlichkeit: Bei der Bewertung mehrerer Alternativobjekte müssen jeweils die gleichen Bewertungskriterien herangezogen werden und die Verknüpfung muss nach derselben Methode erfolgen (gleiches Werte- und Zielsystem sei vorausgesetzt). Bei unterschiedlichen Untersuchungsobjekten sollten die Kriterien immer gleich gewichtet sein.

d) geringer Zeit- und Kostenaufwand: Dieser wird hauptsächlich bestimmt durch den Umfang der benötigten Sachinformationen. Liegen diese bereits vor (z.B. vollständige Sachbilanz), kann die Bewertung an sich relativ schnell erfolgen. Je umfassender die Bewertungskriterien und je vollständiger die Sachinformationen, desto höhere Akzeptanz wird eine Bewertung finden. Allerdings steigt hierbei der Zeit- und Kostenaufwand für die Ermittlung der Informationen u.U. stark an, sodass die gegebenen Rahmenbedingungen nicht mehr eingehalten werden können. Es muss demnach von Fall zu Fall ein Kompromiss gefunden werden.

e) Flexibilität und Praktikabilität: Unter Flexibilität lässt sich die Anpassungsfähigkeit des Verfahrens verstehen. Ändern sich die Randbedingungen und dementsprechend z.B. der Umfang der Bewertungskriterien oder die Fülle der Sachinformationen, so soll das Grundgerüst des Modells trotzdem weiter anwendbar sein. Die Praktikabilität eines Bewertungsverfahrens zielt auf eine leichte Benutzbarkeit für die vorgesehene Benutzergruppe, beispielsweise durch Umsetzung des Verfahrens in einem EDV-Programm. Dazu zählt auch die Unterstützung der Datenrecherche, der Datenvereinheitlichung, des Datenaustausches innerhalb und zwischen Benutzergruppen sowie die Bildung wiederverwendbarer Datenmodule.

f) Stabilität: Ein stabiles System wird bei kleinen Schwankungen (durch Ungenauigkeiten) oder Änderungen (durch neue Erkenntnisse) der Grunddaten nur wenig im Ergebnis schwanken. Die Grundaussage der Bewertung soll Bestand haben. Diese Forderung lässt sich bisher nur schwer allgemeingültig überprüfen. Sensitivitätsanalysen stellen einen ersten Schritt in dieser Richtung dar, sind aber sehr aufwändig. Andererseits sollte man sich darüber im Klaren sein, dass die Wirklichkeit als hochkomplexes System gerade auch

zu chaotischem Verhalten neigt, welches sich eben nicht im gemittelten, stochastischen Ergebnis wiedergeben lässt.

Insbesondere die Punkte a) bis c) werden heutzutage bei Ökobilanzen durch „Peer Reviews“ gefördert, bei denen erfahrene Gutachter Bewertungen inklusive aller Grunddaten und Annahmen durchleuchten.

Jede Bewertung und jedes Bewertungsverfahren können prinzipiell nach diesen Kriterien beurteilt werden, jedoch kann aufgrund der Widersprüchlichkeit einiger Kriterien kein Verfahren allen Ansprüchen gerecht werden.

Die bislang gebräuchlichen Bewertungsmethoden setzen dementsprechend unterschiedliche Schwerpunkte, wobei die ökobilanzartigen Verfahren insbesondere Schwachpunkte bei den folgenden Kriterien aufweisen:

- Nachvollziehbarkeit und Transparenz – aufgrund der Datenmenge und Dokumentationschwierigkeiten,
- Zeit- und Kostenaufwand – wesentlich bestimmt durch Lücken der Sachbilanz,
- und Praktikabilität – besonders bei der Modellierung von Entsorgungsszenarien.

2.6 Vergleich der vorgestellten Bewertungsverfahren

Die bis hier vorgestellten Bewertungssysteme sollen zusammenfassend bezüglich Aufbau und Anwendbarkeit verglichen werden. Zunächst wird in Tabelle 2.5 noch einmal direkt gegenübergestellt, welche Kriterien bei den verschiedenen Bewertungsmöglichkeiten eingehen.

Es ist zu erkennen, dass die emissionsorientierten Modelle Eco-Indicator-95, Ökopunkte und EPS ähnliche Kriterien berücksichtigen. Die Ableitung der Bewertungsgrößen bei den Ökopunkten und den Safeguard-Subjects des EPS-Modells ist jedoch häufig unklar und vom Einzelfall abhängig, während beim Eco-Indicator größtenteils nachvollziehbare Zuordnungen existieren. Durch den strukturierteren und einheitlichen Aufbau werden beim Eco-Indicator alle Tätigkeiten auf Prozessemissionen reduziert. Dies führt jedoch auch dazu, dass Primärenergieverbrauch, Abwärme und die Abfallproblematik ebenfalls ausschließlich über Emissionswerte dargestellt werden müssen, was speziell bei der Entsorgung und bei Recyclingprozessen zu Problemen führt. Ressourcenerschöpfung und Landschaftsverbrauch sind mit diesem Ansatz gar nicht zu erfassen.

KEA berücksichtigt von vorneherein nur einen Parameter, den Primärenergieverbrauch, welcher indirekt verbunden ist mit dem Ziel der Ressourceneinsparung (von Energieträgern) und der Verringerung des Treibhauspotentials durch CO₂. Als Teilauswertung ist KEA praktisch einsetzbar, da die Energie als Inputparameter auch bei unvollständigen

Wirkung/Kriterium	Eco-Ind.95	Ökopunkte	EPS	KEA	Tox.-äqu.
direkte Toxizität/Kanz. Mensch	ja	nein	ja	nein	ja
direkte Ökotoxizität	ja	nein	indirekt	nein	ja
Kanzerogenität/Mutagenität Tier	nein	nein	nein	nein	ja
Ozonabbaupotential	ja	unklar	unklar	nein	nein
Treibhauspotential	ja	unklar	unklar	nein	nein
Eutrophierung	ja	unklar	unklar	nein	nein
Versauerung	ja	unklar	unklar	nein	nein
Sommer Smog	ja	unklar	unklar	nein	nein
Winter Smog	ja	unklar	unklar	nein	nein
Abbaubarkeit	nein	nein	nein	nein	ja
biologische Anreicherung	nein	nein	nein	nein	ja
Geruch	nein	nein	kann	nein	nein
Primärenergieverbrauch	indirekt	ja	indirekt	ja	nein
Abfälle (Entsorgungsmöglichkeit)	nein	ja	kann	nein	nein
Ressourcenerschöpfung	nein	nein	ja	nein	nein
Abwärme	nein	nein	nein	nein	nein
Landschaftsverbrauch	nein	nein	kann	nein	nein

Tab. 2.5: Vergleich der bei verschiedenen Bewertungsverfahren betrachteten Wirkungen (zum Teil nach [69]).

gen Bilanzen häufig vorhanden ist, während die Quantifizierung der Emissionen oft fragwürdig ist. Dennoch liegen nur wenige Daten zu KEA oder andere primärenergetische Angaben zu elektronikspezifischen Materialien und Prozessen vor. Trotz der anerkanntermaßen großen Bedeutung der Energieverbräuche in der Elektronik werden Energiesummen eher als Nebenergebnis von Bilanzen betrachtet und nicht als eigenes Bewertungskriterium.

Die Toxizitätsäquivalente konzentrieren sich demgegenüber genau auf Emissionswerte bis hin zu sehr kleinen Größenordnungen. Diese Auswertung kann daher nur bei sehr guten Prozessdaten angewendet werden, oder alternativ zur Einstufung einzelner Materialien. Die benötigten Angaben zur Toxizität, zur Bioakkumulation und zur Abbaubarkeit sind allerdings nicht immer verfügbar. Speziell der Bioakkumulationsfaktor geht direkt in den Endwert ein, sodass Stoffe, bei denen dieser Wert nicht bekannt ist, schwächer eingestuft werden (Beispiele hierzu siehe [38]). Die komplexere Berechnung einschließlich Umwandlungsprozessen und Abbauprodukten erfordert zusätzlich Detailwissen der tatsächlichen oder der möglichen chemischen Vorgänge.

Durch seine enge Verwandtschaft zur SETAC-Ökobilanz ist unter diesen Verfahren der Eco-Indicator-95 am besten fundiert und anwendbar. Bei der Reduktion auf eine einzel-

ne Zahl gehen allerdings ökologische Detailinformationen verloren, die für die Auswertung und die Entwicklung von Handlungsempfehlungen wichtig sind. Daher müssten bei Auswertungen und bei der Weitergabe von Daten mindestens die Werte nach einzelnen Bewertungsklassen und Energiewerte mit transportiert werden, wodurch das Vorgehen praktisch identisch zur klassischen Ökobilanz wird (beschrieben ab Seite 33).

Die eigentliche Bilanzierung scheitert bisher in erster Linie an der Komplexität elektronischer Beispiele. Man sollte sich dabei bewusst sein, dass Ökobilanzen und alle anderen vorgestellten Bewertungsmodelle wesentlich von der Qualität der Sachbilanz bestimmt werden. Ist die Sachbilanz durch die Vorgaben des Bewertungsmodells weniger umfangreich, zum Beispiel auf Energiewerte eingeschränkt, kann der Arbeitsaufwand stärker in die Datendokumentation und die Absicherung gegen zu großzügige Abschneidekriterien einfließen.

Da man typischerweise nicht individuell auf den Untersuchungsgegenstand abgestimmte Prozessketten und Vorketten neu analysieren kann, ist man bisher stark auf verallgemeinerte Vorketten (wie „Kupfer-Herstellung“) angewiesen, deren Datenqualität und Übertragbarkeit nicht immer nachvollzogen werden können. Zur Anwendung fremd Recherchierter Vorketten braucht man aber mindestens die stoffliche Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes.

Doch genau an dieser Stelle wird eine weitere Besonderheit von Elektronik deutlich: Die meisten Hersteller elektronischer Produkte kennen die zur Herstellung benötigten Stoffe nur in Ausschnitten, die entstehenden Emissionen nur im Rahmen der gesetzlich vorgeschriebenen Zulassungsverfahren und auch die in ihren Produkten enthaltenen Stoffe nicht genau genug, um eine Umweltbewertung durchführen zu können!

Es fehlt dementsprechend an systematischen Informationen zur stofflichen Zusammensetzung elektronischer Bauteile und Produkte als Grundlage für ökologische Bewertungen jeder Art, und dies ist der eigentliche Auslöser für die Entwicklung eines neuen, modularen Bewertungssystems, welches in den folgenden Kapiteln vorgestellt wird.

Selbst wenn aber die Inhaltsstoffe eines Produktes bekannt sind, und die wesentlichen Prozesse der Elektronik als Bilanzen vorliegen, enthält jede Bilanzbewertung noch eine große Anzahl an Unsicherheiten.

Einige wenige Untersuchungen und Veröffentlichungen haben sich mit der Fehlerfortpflanzung in Ökobilanzen beschäftigt (z.B. in [45]). Allgemein entstehen durch die große Menge an Grunddaten und die Rechenoperationen substantielle Fehlerakkumulationen.

Dabei liegt der deterministisch berechnete Wert nicht unbedingt in der „Mitte“ der Wahrscheinlichkeitsverteilung, welche zum Beispiel durch Monte-Carlo-Simulationen angenähert werden kann. Bei komplexeren Untersuchungsgegenständen mit mehreren besonders sensitiven Parametern kann die Wahrscheinlichkeitsverteilung auch mehrere Maxima aufweisen.

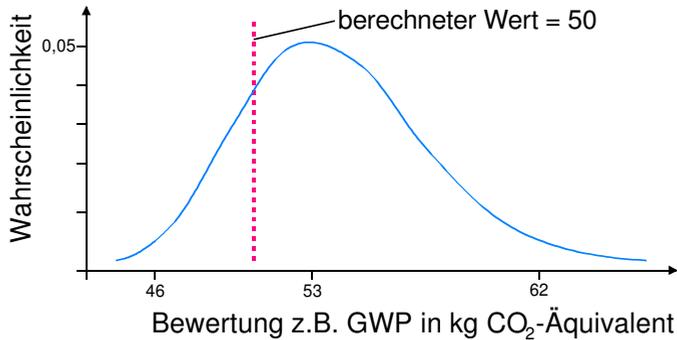


Abb. 2.9: Vereinfachtes Beispiel für die Schwankungsbreite eines Ergebnisparameters.

Die Ungenauigkeit der Ergebnisse basiert auf vier Einflussgrößen:

- Rechenungenauigkeiten, welche bei den meisten Bewertungsalgorithmen vernachlässigbar sind,
- Ungenauigkeit der Bilanzdaten, hervorgerufen durch Prozess-/ Produktschwankungen, Messungenauigkeiten, Abschätzungen und Abschneidekriterien,
- Ungenauigkeit der Bewertungsfaktoren, durch unzureichende oder fehlende Angaben zu einem Stoff bzw. einer Emission,
- systematische Fehler des Bewertungssystems.

Weil meist keine Überprüfung der Ungenauigkeiten stattfindet oder aufgrund der Datenflut stattfinden kann, wird der Ökobilanz häufiger eine Scheingenauigkeit vorgeworfen. Dies bedeutet, dass genaue und möglichst naturwissenschaftliche Berechnungsmethoden auf ungenaue Grunddaten und Schätzwerte angewendet werden, wodurch die Schwankungsbreiten der Ergebnisse sehr groß werden können. Die Frage, wann zwei Prozessbewertungen sich überhaupt signifikant unterscheiden, wird dementsprechend sehr unterschiedlich beantwortet. Die Befürworter der Ökobilanzierung argumentieren, dass eine fundierte Schätzung wesentlich besser als eine Auslassung ist, und dass statt der anfänglichen „Erbsenzählerei“ mittlerweile die systematische und dokumentierte Verbesserung der Datenqualität im Vordergrund steht.

Jedes Verfahren hat damit zu kämpfen, dass ein einfaches, plakatives Ergebnis zwar gewünscht wird, gleichzeitig aber zur Nachvollziehbarkeit alle Annahmen, Zwischenergebnisse und Grunddaten zur Kontrolle eingefordert werden. Dies lässt sich aber nur noch selten mit Papier bewerkstelligen, sondern mit den entsprechend mächtigen Softwarewerkzeugen zur Erstellung der Bewertungen.

3 Ein modulares Bewertungsverfahren für elektronische Systeme

3.1 Konzept für die neue modulare Bewertungsmethodik

Aus den Schwachpunkten bzw. den Schwierigkeiten bei der Anwendung der diversen vorgestellten Systeme lassen sich einige Anforderungen an ein auf die Elektronik zugeschnittenes Umweltbewertungssystem ableiten:

- „verständlichere“ Bewertungsparameter werden benötigt (möglichst auch ohne Spezialwissen interpretierbar),
- die Bewertung sollte in CAD-Entwicklungsprozesse bzw. die Produktplanung und Konzeptionsphase integrierbar sein, um einen frühen Eingriff in den Designprozess zu ermöglichen,
- das Verfahren sollte modular aufgebaut werden mit stufenweise ansteigender Komplexität und Genauigkeit, um eine jeweils angepasste „Aufwand-zu-Nutzen-Relation“ zu erreichen,
- und die Bewertung sollte transparent und gut dokumentierbar sein (dies gilt als Anspruch für praktisch alle bisher beschriebenen Verfahren).

Als Maßstab für jede Neuentwicklung soll in erster Linie die Ökobilanz mit Eco-Indicator-Auswertung dienen. Das Verfahren ist einerseits stark an die wissenschaftlich fundierte und weitgehend konsensfähige Ökobilanzierung angelehnt, und liefert andererseits ein zu einer Zahl verdichtetes Ergebnis, wie es Ingenieure bevorzugen würden. Der Aufwand zur Erstellung neuer Material- oder Produktbewertungen ist allerdings weiterhin enorm, sodass ein regelmäßiger Einsatz in der Produktentwicklung bisher nicht realistisch ist oder lediglich zu lückenhaften Abschätzungen führt.

Ziel dieser Arbeit ist also, Bewertungsmodule zu identifizieren oder zu entwickeln, die verglichen mit der Ökobilanzierung mit weniger Aufwand bezüglich Daten und Zeit zur ökologischen Produktoptimierung eingesetzt werden können.

Es sollte in aller Fairness darauf hingewiesen werden, dass es eine Illusion ist zu glauben, ein neu entwickeltes und noch dazu einfacheres Verfahren könne alle Probleme beseitigen, ohne neue Schwachstellen zu enthalten. Bestimmte Zielvorstellungen wie die Abbildung sehr komplexer Produktstrukturen und eine einfache Ergebnisdarstellung, die Wiederverwendbarkeit von recherchierten Daten und eine vollständige Transparenz der Bewertungsgrundlagen einschließlich aller Randbedingungen und Schätzungen sind jeweils nur bis zu einem gewissen Grad miteinander in Einklang zu bringen. Es gilt, geeignete Mittelwege und Kompromisse zwischen konkurrierenden Zielen zu finden.

Umgekehrt könnte es sich als kostspielige Illusion herausstellen, alle Umweltbewertungen dogmatisch mit der Ökobilanzmethodik behandeln zu wollen. Die Summe der Datenungenauigkeiten und verdeckten Annahmen machen auch Ökobilanzen bisher noch keineswegs zu einem verlässlichen und rein objektiven Entscheidungsinstrument. Auch wenn die benötigten Grunddaten vorhanden wären, bleiben bei sehr komplexen Ökobilanzen noch diverse systematische Fragen offen. Der Zeitaufwand für die reine Datenrecherche ist für Elektronikprodukte noch so immens, dass die Anwendung in der Produktentwicklung der Industrie nicht stattfinden kann. In der Automobilindustrie soll dies nun versuchsweise eingeführt werden, jedoch wird der steigende Elektronikanteil aus gutem Grund nur rudimentär erfasst sein.

Auswahl neuer Bewertungsparameter bzw. Bewertungsklassen

Aufgrund der Überlegungen, dass die Wirkungsklassen der klassischen Ökobilanz für den Praktiker im Elektronikentwurf nicht sehr aussagekräftig sind und darüber hinaus eine stufenweise, modulare Bewertung bei der vergleichsweise komplexen Elektronik sinnvoll sein müsste, wurden im ersten Ansatz neue Bewertungsklassen gebildet, ohne deren Umsetzbarkeit und Aufwand in der Recherche im Voraus zu testen.

Eine Wunschliste möglicher ökologischer Optimierungsparameter für Elektronik

- Energieverbrauch besonders der Herstellung und der Gebrauchsphase
- Zusammenfassende Bewertung der Emissionen bzw. des toxischen Potentials insbesondere der Produktion und des Gebrauchs
- Energieverbrauch bzw. -wiedergewinnung durch elektronikspezifische Recyclingprozesse
- Emissionen durch Recyclingverfahren
- Zusammenfassende Beurteilung der Materialkompatibilität
- Schätzung der wiedergewonnenen Wertstoffe in verschiedenen Recyclingpfaden
- Schätzung der verbleibenden Schadstoffe und Fraktionen und deren Entsorgungskosten

Dieser erste Entwurf – eine Art Wunschliste möglicher Bewertungsparameter für die Elektronik – orientiert sich an den Eigenschaften, die bei Elektronikprodukten potentiell die stärksten bzw. auffälligsten Umweltauswirkungen haben, und die damit Antworten auf die wichtigsten Umweltfragen im Design liefern könnten.

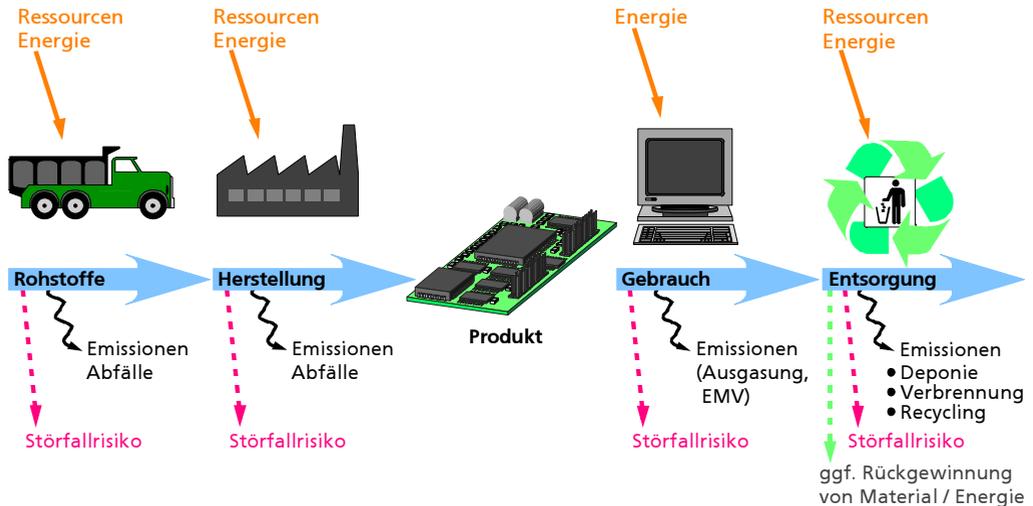


Abb. 3.1: Mögliche Umweltauswirkungen im Lebenszyklus der Elektronik.

Die potentiellen Umweltauswirkungen von Elektronik sind in Abbildung 3.1 dargestellt. Bei der Suche nach Vereinfachungen stellt sich nun die Frage, welche Wirkungen am dringendsten im Design beachtet werden müssten.

Dabei ist klar, dass alle Fragestellungen einer Wunschliste bezogen auf einen Elektronikentwurf oder ein komplexes Produkt immense Detailinformationen benötigen. Ein Vorteil gegenüber der Ökobilanz wäre also bestenfalls die geeignetere Ergebnisdarstellung: Zwischen den genannten Parametern könnte ein Designteam oder die übergeordnete Firmenstrategie zumindest leichter Schwerpunkte setzen als im Vergleich der herkömmlichen Wirkungsklassen. Ferner versteht sich von selbst, dass diese neuen Bewertungsklassen (bis auf Energie und Teilkosten) auf keiner vordefinierten Ergebnisskala liegen, und somit die Quantifizierbarkeit keineswegs gegeben sein muss (was bedeutet „Materialkompatibilität=20,3“ für einen Entwurf?).

Infolgedessen wurde eine Priorisierung nötig nach folgenden Kriterien a) Datenbedarf, b) Machbarkeit, c) Aussagekraft und d) Forschungsbedarf. Der jetzige Stand – und gleichzeitig die kürzestmögliche Darstellung der vorgesehenen Bewertungsmodule dieser Arbeit – ist in Tabelle 3.1 dargestellt.

	Stufe 1a: Bewertungen aufgrund von Produktinhaltsstoffen	Stufe 1b: Abschätzungen zur Gebrauchsphase	Stufe 2: Inhaltsstoffe, typ. Prozesse und Produktstruktur	Stufe 3: Aufstellung (hinreichend) vollständiger Prozessbilanzen
Schadstoffpotential	TPI (numerische Einstufung der Toxizität der Inhaltsstoffe) [⊕]	Risikopotenziale (Ausdünstungen, Verbrennungsprodukte) [△] , ggf. TPI von Verbrauchsmaterialien*	ProTox (Bewertung toxischer Stoffflüsse über die Bilanzraumgrenzen)*	ProTox bzw. HumanTox und ÖkoTox der Ökobilanzen*
Energie	Energiebedarf zur Rohstoffgewinnung [⊕]	Energieverbrauch *	Abschätzung des Energiebedarfs der Herstellungsprozesse [⊕]	KEA bzw. Ökobilanz*
Recyclingattribute	RPI (Eignung des Stoffgemisches für generische Recyclingprozesse)*	Bewertung von Aufrüstbarkeit, Reparaturen, Service, etc. [△]	Demontagebewertung und RPI möglicher Zerlegfraktionen*	Berechnung von Recycling-Szenarien [△] ; nur z.T. mit Ökobilanzen modellierbar
Kosten	Rohmaterialkosten*, Abschätzung des max. möglichen Recyclingerlöses*	Kosten von Energieverbrauch*, Verbrauchsmaterialien* u. ggf. Infrastruktur [△]	Abschätzung Demontageskosten*	LCC (Life Cycle Costing) [△]

⊕ = in dieser Arbeit, * = in Arbeit / prinzipiell geklärt, △ = noch undefiniert oder nicht einsetzbar

Tab. 3.1: Übersicht und Stand der Bewertungsmodule.

Die Stufeneinteilung (1a/b, 2, 3) gibt dabei insbesondere den Datenbedarf wieder. Stufe 1a basiert auf den Inhaltsstoffen des Produktes, Stufe 1b wertet Informationen der Gebrauchsphase aus und Stufe 2 benötigt zusätzlich Angaben zur Produktstruktur und Abschätzungen zu typischen Prozessabschnitten für die Elektronik. Stufe 3 schließlich setzt auf kompletten Prozessnetzen auf, mit allen Einschränkungen bezüglich Aufwand, Datenverfügbarkeit und versteckten Annahmen wie bei Ökobilanzen.

Bezüglich des Forschungsbedarfs lassen sich die vorgeschlagenen Module wie folgt gruppieren:

- *bisher keine Lösungen bekannt:* Produkttoxizität, Risikopotenziale bei der Produktnutzung
- *viele Forschungsaktivitäten, aber kein Konsens:* Demontage- und Recyclingbewertungen
- *Theorie weitgehend geklärt, aber keine ausreichenden Daten:* vollständige Prozessnetze bzw. Ökobilanzen, Energiebilanzierung (z.B. KEA), Kostenbewertungen bzw. LCC

Die Prioritäten dieser Arbeit liegen auf der Erschließung der Grunddaten für Stufe 1a (Produktinhaltsstoffe), auf der Entwicklung eines Bewertungssystems für die Produkttoxizität und auf der Betrachtung von Energiewerten, da der Energiebereich nach allen bisherigen Umweltbewertungen in der Elektronik eindeutig überwiegt.

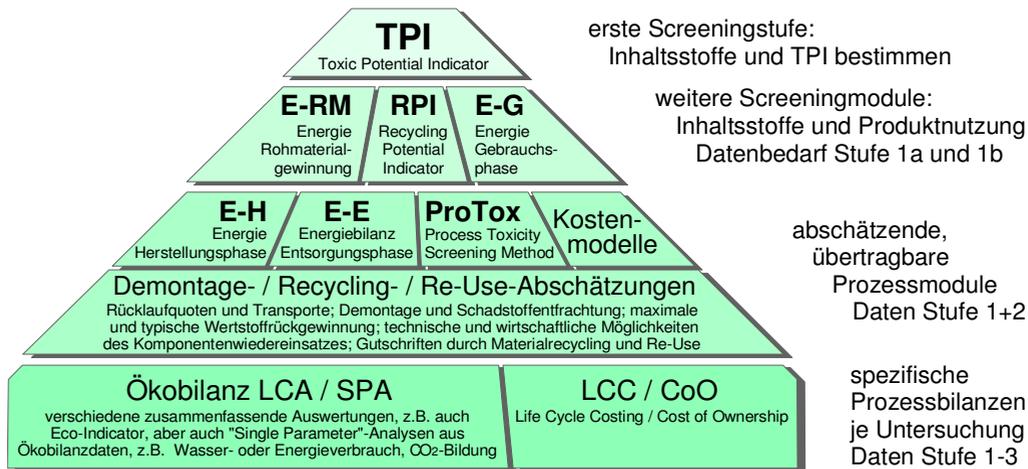


Abb. 3.2: Die vorgeschlagenen Bewertungsmodulare als Stufenmodell.

Die Produktinhaltsstoffe werden aus mehreren Gründen als notwendige Vorarbeit angesehen:

- Die Stoffzusammensetzung ist ein Ausgangspunkt für praktisch alle Umweltanalysen. Diese Daten müssen für elektronische Produkte erst systematisch gesammelt und ergänzt werden. Aufgrund sehr gemischter Datenquellen und -qualitäten, notwendiger umfangreicher chemischer Analysemethoden und fehlender Systematik zur Recherche und Weitergabe transparenter und hinreichend genauer Stoffdaten besteht in diesem Bereich großer Forschungsbedarf.
- Die Inhaltsstoffe zeigen einige mögliche Umweltgefährdungen des Produktes auf, denn der Stoff muss irgendwie in das Produkt kommen und nach der Gebrauchsphase auch umweltgerecht entsorgt werden. Diesen Teilaspekt könnte man produktinhärente Toxizität oder das Schadstoffpotential eines Produktes nennen. Die Idee eines Schadstoffpotentials als numerische Bewertungsgröße für Elektronik wird im Rahmen dieser Arbeit umgesetzt und erprobt.

Das neu entwickelte Modul soll im Weiteren mit der Abkürzung TPI bezeichnet werden (englisch „Toxic Potential Indicator“ oder alternativ deutsch „Schadstoffpotential-Indikator“). Es soll als Vorstufe zu den wesentlich aufwändigeren prozessbasierten Untersuchungen eingesetzt werden. Es steht außer Frage, dass Prozessuntersuchungen zur Erfassung der Gesamtenergieverbräuche und der stofflichen Vorketten notwendig sind.

Zur Ergänzung aller Lebensphasen werden zudem die Gebrauchsphase und Entsorgung als Module benötigt.

Da dieses Schadstoffpotential auf im Prinzip beliebige Chemikalien angewendet werden kann, lässt sich auch ein Schadstoffpotential aus den Stoffflüssen von Prozessbilanzen ableiten, welches die Summe der im Teilprozess eingesetzten umweltrelevanten Stoffe darstellt. Das dafür entwickelte Verfahren wird zur Abgrenzung vom TPI, welcher Produktinhaltsstoffe bewertet, ProTox (Process Toxicity) benannt.

In Bereichen, wo diverse Ökobilanzdaten bereits vorhanden sind oder mittelfristig in ausreichender Qualität erreichbar werden, oder wenn tatsächlich alle Lebensphasen eines Produktes mit Prozessdaten oder guten Abschätzungen unterlegt werden können, soll weiterhin die Ökobilanzierung inklusive der dort wahlweise eingesetzten Bewertungen angewendet werden. Dies trifft insbesondere auf die Rohstoffgewinnung zu, da diese Daten für Andere gut wiederzuverwenden sind, und auf einige Bereiche der Herstellung, sofern die Emissionen ökobilanzgerecht aufbereitet werden können.

Als Indikatoren sollen hier jeweils Energiewerte herangezogen werden, da sie einen großen Anteil der Umweltwirkungen von Elektronik abbilden und eine über alle Lebensphasen elektronischer Produkte einheitliche Skala bilden. Die Energiewerte E_{RM} der Rohmaterialgewinnung, E_H der elektronikspezifischen Herstellungsschritte, E_G für die Gebrauchsphase und E_E für die Entsorgungsprozesse werden jeweils primärenergetisch bewertet in Anlehnung an das KEA-Verfahren.

Das Schadstoffpotential TPI für Produktinhaltsstoffe soll im Folgenden als Bewertungssystem entwickelt, diskutiert und auf Beispiele angewendet werden. Die darüber hinaus auch für eine komplexere Produktbewertung notwendigen Umweltbewertungen (wie etwa Energiebetrachtungen) werden im Anschluss wieder aufgenommen.

3.2 Das Schadstoffpotential oder Toxic Potential Indicator

Ziel bei der Konzeption und Entwicklung dieses Moduls war die praxismgerechte und kostengünstige Möglichkeit zur Bewertung von Produkten bzw. deren Materialien. Ausgangspunkt der Bewertungsmethode ist die stoffliche Zusammensetzung von elektronischen Produkten. Die Bewertung erfolgt ausschließlich aufgrund des Schadstoffpotentials (kurz TPI) der Inhaltsstoffe. Als Entscheidungsgrundlage zur Bemessung des Schadstoffpotentials dienen gesetzlich verankerte Listen. Da nur wenige Kriterien zur Bewertung herangezogen werden, ergibt sich eine schnelle und vergleichsweise transparente Methode.

3.2.1 Beschreibung der Bewertungsmethode TPI

Das Schadstoffpotential TPI eines Stoffes ist eine numerische relative Bewertung der toxischen Auswirkungen, die von einem Stoff während seines Lebensweges ausgehen können.

Die Ableitung des Schadstoffpotentials erfolgt aus den Grenzwerten der MAK-Werte-Liste (MAK = maximale Arbeitsplatzkonzentration), dem Katalog der wassergefährdenden Stoffe und der Gefahrstoffverordnung. Die genannten Bewertungsgrundlagen wurden ausgewählt aufgrund des Bekanntheitsgrades und der verbreiteten Akzeptanz. Diese Listen ermöglichen es, mit wenigen Kriterien ein – wenn auch grobes – Abbild der Wirkung von Stoffen auf Mensch und Umwelt aufzustellen.

Die MAK-Werte werden als Indikator der Wirkung von Stoffen auf den Menschen herangezogen. Bei allen methodischen Bedenken und Sonderfällen zeigen die MAK-Werte in Größenordnungen die Gefährlichkeit bei längerfristigem Kontakt mit Stoffen an. Die Einstufung krebserzeugender Stoffe nach DFG- oder EU-Kriterien bildet einen Sonderfall der MAK-Einstufungen, der mit berücksichtigt wird.

Analog zeigen die Wassergefährdungsklassen (WGK) im Bereich der Wasserschadstoffe die potentielle Schädlichkeit für aquatische Systeme und das Grundwasser auf. Trotz der groben Einstufung in nur drei Klassen können so zumindest eindeutig wassergefährdende Chemikalien schnell identifiziert werden.

Die Stoffkennzeichnung laut Gefahrstoffverordnung mit den so genannten R-Sätzen gewährleistet zusätzlich zu den vorgenannten Listen eine sehr umfassende Kategorisierung fast aller am Markt verfügbarer Stoffe. Die R-Sätze decken besondere Gefährdungen (Explosions- und Feuergefahr), Gefährdung der Umwelt (z.B. Ozonschädigung), Spezifische Gesundheitsschäden (z.B. Erbgutveränderung) und humantoxische Eigenschaften ab.

Alle diese Listen werden fortlaufend durch Expertengremien aktualisiert. Sie sind zudem Bestandteile der Sicherheitsdatenblätter, die für alle am Markt gehandelten Materialien verfügbar sind. Die Einstufung eines bisher unbewerteten Stoffes kann somit direkt vom Anwender vorgenommen werden.

Die Eingangsgrößen werden einzeln auf eine so genannte Normskala abgebildet, bevor daraus eine zusammenfassende Bewertung ermittelt wird (Abbildung 3.3). Diese eine Zahl kann selbstverständlich nicht alle Umweltwirkungen der Stoffe beinhalten, sondern nur ein eindimensionales Abbild der komplexen Realität sein.

Die Informationen aus den drei Listen werden bezüglich ihrer Qualität und der von ihnen beschriebenen Umweltauswirkungen als gleichwertig erachtet, sodass eine unterschiedliche Gewichtung der Zwischenergebnisse nicht vorgesehen ist. Die teils verbalen und teils numerischen Einteilungen der Wirkungen in den jeweiligen Eingangslisten werden auf

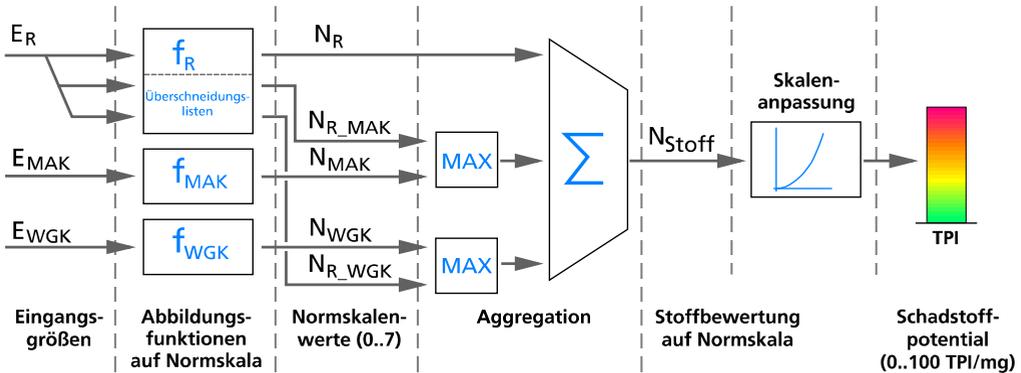


Abb. 3.3: Ablaufschema der Berechnung des Schadstoffpotentials TPI.

eine normative Skala abgebildet. Pro Eingangsgröße ist dazu jeweils eine Abbildungsfunktion festzulegen. Anschließend werden diese nach Listen getrennten Vorbewertungen zu einem numerischen Wert je Inhaltsstoff zusammengefasst. Dies erfordert die Auswahl einer geeigneten Aggregation zu einer Zahl. Der entstehende Wert bezeichnet nach einer Skalierung das Schadstoffpotential des Stoffes in TPI/mg und wird zum Beispiel in einer mit ökologischen Daten erweiterten Bauteiledatenbank weiterverarbeitet.

Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Plausibilität sowie Verfügbarkeit von Daten sind die wesentlichen Randbedingungen für die Aufstellung des Bewertungsmodells und für die Auswahl geeigneter Bewertungsgrundlagen. Die subjektiven Elemente des Bewertungsverfahrens liegen im Wesentlichen in den Zuordnungen der Abbildungsfunktionen, welche daher erläutert werden. Für die Verrechnung der unterschiedlichen Eingangsgrößen bis hin zu einer Zahl wurden eigene Algorithmen entwickelt, die zuerst kurz erklärt werden sollen.

3.2.2 Normskala und mathematische Grundlagen der Aggregation

Die Berechnungen der Bewertung finden weitgehend unter Anwendung logarithmischer bzw. exponentieller Funktionen statt. Dies beruht auf der Analogie zur menschlichen Wahrnehmung und dem daraus abgeleiteten Denken, welche von der Einteilung in Größenordnungen bestimmt sind. Der Unterschied zwischen zwei Wahrnehmungen „laut“ und „sehr laut“ stellt eine solche Größenordnung dar und wird naturwissenschaftlich über eine logarithmische bzw. exponentielle Funktion nachgebildet.

Übertragen auf die Bewertung von Materialien bedeutet dies, dass man mit zwei Skalen operieren muss: Einer für die menschliche Sprache überschaubaren linearen Skala und

einer im Vergleich dazu exponentiell ansteigenden Skala für die späteren Rechengrößen, die das Schadstoffpotential der Stoffe numerisch ausdrücken. Aufgrund der inversen Beziehung zwischen Logarithmus und Exponentialfunktion lässt sich auch eine alternative Sichtweise aufbauen, bei der die sprachliche Skala logarithmisch eingeteilt ist im Vergleich zu einem dann „linearen“ Schadstoffpotential.

Die sprachliche Skala bildet die zuvor schon genannte Normskala. Auf dieser Skala werden die Größenordnungen durch Begriffe beschrieben (so genannte linguistische Variablen), wobei die Abstufung der Begriffe nach menschlichem Ermessen gleichwertig und unterscheidbar sein sollte. In Zweifelsfällen wird die Einordnung auf dieser Skala in der Praxis durch Vergleiche mit Beispielen erreicht.

Als sprachliche Skala wird hier eine Einteilung in acht Stufen verwendet, welche in Tabelle 3.2 wiedergegeben ist.

Stufe	Klasse
0	vernachlässigbar, Nullwirkung
1	unkritisch, Minimalwirkung
2	feststellbare, sehr schwache Wirkung
3	definitive, noch schwache Wirkung
4	mittlere Wirkungsstärke
5	starke Wirkung
6	sehr starke Wirkung
≥ 7	Extremwirkung

Tab. 3.2: Numerische und verbale Einteilung der Normierungsskala.

Nach dieser Skala wurden z.B. die R-Werte der Gefahrstoffverordnung klassifiziert (siehe Abschnitt 3.2.3). Zur Umsetzung dieser Skala in das numerische „Schadstoffpotential“ muss nun der Faktor zwischen den Größenordnungen bestimmt werden. Die Zuordnung entspricht wie schon vorweggenommen wurde einer Exponentialfunktion, es ist also $TPI = Basis^{Normskalenwert}$.

Unter der Randbedingung, dass das Schadstoffpotential nun bedingt additiv einwirkt (ein Stoff mit zwei potentiellen Wirkungen wird also schlechter bewertet als ein Stoff mit nur einer der negativen Wirkungen, aber Synergieeffekte zwischen bestimmten Kombinationen werden nicht tatsächlich berücksichtigt), werden zwei Werte aus der Normskala N_1 und N_2 aggregiert durch

$$Aggr(N_1, N_2) = \log_{Basis}(Basis^{N_1} + Basis^{N_2}). \quad (3.1)$$

Als Faktor zwischen den Größenordnungen der Normskala wird die Eulersche Zahl e (ca. 2,718) gewählt. Die Abbildung zwischen Textskala und Schadstoffpotential über

die e-Funktion (oder eine Exponentialfunktion mit anderer Basis) hat allerdings den „Fehler“, dass die e-Funktion nicht durch den Nullpunkt verläuft. Aus Anschaulichkeitsgründen sollte aber die Bewertungssumme von einer beliebigen Anzahl von Nullen wieder exakt Null ergeben. Sonst erhält man inkonsistente Ergebnisse bei Null und bei kleinen Werten. Die normale e-Funktion wird daher ersetzt durch $e^x - 1$ und der natürliche Logarithmus entsprechend durch $\ln(x + 1)$.

Diese Funktionen sind zwar mathematisch nicht mehr invers zueinander, d.h. eine mehrfache Umrechnung zwischen den Skalen wird das Ergebnis verändern. Sofern die Formeln in nur einer Form für alle Stoffe gleich implementiert werden, entsteht dadurch aber kein Nachteil für das Bewertungssystem. Aufgrund der Ähnlichkeit der Form von e^x und $e^x - 1$ bleibt die Steigung und das Prinzip der Größenordnungen weitgehend erhalten.

Unterschiedliche Eingangsgrößen N_1, \dots, N_n auf der Normskala werden zu einem Gesamtwert N_{Ges} mit der folgenden Formel zusammengefasst:

$$N_{Ges} = Aggr(N_1 \dots N_n) = \ln\left(\sum_{i=1}^n e^{N_i} - n + 1\right). \quad (3.2)$$

3.2.3 Eingangsgröße Gefahrstoffverordnung

Die Gefahrstoffverordnung stellt den momentan umfassendsten Ansatz zur Einstufung von Stoffen dar. Dabei reicht die Betrachtung von der Feuer- bzw. Explosionsgefährlichkeit über die Gesundheits- bis zur Ozongefährdung. Grundsätzlich stellen die R-Werte eine numerierte Auflistung von gesetzlich festgelegten Kennzeichnungspflichten für Transport- und Lagergefäße von chemischen Stoffen dar. Diese Kennzeichnung ist im Normalfall eine Aneinanderreihung kurzer, normierter Textblöcke (R-Satz genannt, Beispiele siehe folgende Seite). Daneben gibt es auch international verständliche Bildkennzeichnungen für Chemikalien wie den Totenkopf, die hier jedoch keine gesonderte Rolle spielen werden.

Falls notwendig werden dem Stoff von der Bundesanstalt für Arbeitsschutz ein oder mehrere R-Werte zugewiesen, die die Eigenschaften des Stoffes kurz und einheitlich wiedergeben. Der Hersteller oder Vertreiber des Stoffes ist dazu aufgerufen, von sich aus entsprechende Gefahren, die von einem Stoff ausgehen können, zu überprüfen und zu kennzeichnen. Die gesetzlichen oder auch freiwilligen Kennzeichnungen werden unter anderem in den Sicherheitsdatenblättern zu den Stoffen festgehalten.

Im Allgemeinen genügen vier R-Werte zur umfassenden Beschreibung eines Stoffes, da einige häufige Kombinationen als so genannte Kombinationssätze verkürzt aufgeführt werden. Es treten jedoch auch Stoffe mit bis zu sechs R-Sätzen auf.

In der Arbeitsgruppe des Autors wurde für alle R-Werte eine sprachliche und numerische

Zuordnung in die 8 Bereiche der Normskala vorgenommen. Dieses Ranking ist naturgemäß nicht frei von politischen Meinungen und stellt eine gemittelte Experteneinteilung nach gesundem Menschenverstand dar.

Beispiel für einen Kombinationssatz

R23 – Giftig beim Einatmen

R24 – Giftig bei Berührung mit der Haut

R25 – Giftig beim Verschlucken

R48 – Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition

R48/23/24/25 – Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen, Berührung mit der Haut und durch Verschlucken

Erleichtert wurde das Verfahren durch die zum Teil bereits vorhandene sprachliche Abstufung innerhalb der Liste der R-Werte. So gibt es zum Beispiel mehrfach auftretende Unterscheidungen zwischen „gesundheitsschädlich“, „giftig“ und „sehr giftig“ beziehungsweise „entzündlich“, „leicht entzündlich“ und „hochentzündlich“.

Um die vier R-Einträge eines Stoffes zusammenzufassen wird die oben vorgestellte logarithmische Aggregation (mit Nullpunktkorrektur) angewendet:

$$\begin{aligned} \text{Aggr}(N_{R1}, N_{R2}, N_{R3}, N_{R4}) &= \ln(e^{N_{R1}} - 1 + e^{N_{R2}} - 1 + e^{N_{R3}} - 1 + e^{N_{R4}} - 1 + 1) \\ &= \ln(e^{N_{R1}} + e^{N_{R2}} + e^{N_{R3}} + e^{N_{R4}} - 3). \end{aligned} \quad (3.3)$$

Gleiches gilt für die bis zu vier Einzelwerte eines Kombinationssatzes. Damit die Eingangsgrößen der Gesamtaggregation einheitlich bis sieben reichen, wird oberhalb von sieben gekappt. Dies ist vertretbar, da Stoffe mit ausschließlich extremen Einträgen praktisch nicht vorkommen.

Um Überschneidungen zwischen den R-Kennzeichnungen und den MAK- und WGK-Einstufungen nicht doppelt zu bewerten, werden einige R-Sätze den so genannten Überschneidungslisten zugeordnet. Eine Überschneidung zur MAK-Bewertung liegt vor, wenn der R-Satz eine Gefährdung für den Menschen bei Aufnahme des Stoffes über die Atmungsorgane ausweist oder bei als kanzerogen eingestuften Stoffen (MAK-Überschneidung kurz R_MAK). Eine Überschneidung zur WGK-Einstufung liegt vor bei R-Werten, die ausschließlich Gewässergefährdung oder Wasserorganismen behandeln (WGK-Überschneidung oder kurz R_WGK).

Die folgenden R-Sätze und Kombinationssätze sind in diese Listen ausgesondert worden:

R_MAK	R20, R23, R26, R37, R42, R45, R49, R39/23, R39/26, R40/20, R48/20, R48/23
R_WGK	R50, R51, R52, R53, R50/53, R51/53, R52/53

Für Einträge in diesen Listen wird nach dem beschriebenen Summenverfahren (Gleichung 3.2) eine zusammengefasste Bewertung N_R (bzw. N_{R_MAK} und N_{R_WGK}) erzeugt. Für die Gesamtbewertungsbildung wird wie in Abbildung 3.3 dargestellt das Maximum der Bewertung von MAK und R_MAK bzw. der Bewertung von WGK und R_WGK weiterverwendet.

Einige der häufigsten R-Werte mit ihren Bewertungen auf der Normskala sind in der folgenden Tabelle 3.3 enthalten. Die Bedeutungen und Einstufungen aller R-Werte sind in Anhang A ab Seite 153 aufgelistet.

R-Wert	Bedeutung	N_R (Normskalenwert)
R26	Sehr giftig beim Einatmen	7
R27	Sehr giftig bei Berührung mit der Haut	7
R59	Gefährlich für die Ozonschicht	7
R28	Sehr giftig beim Verschlucken	6
R39	Ernste Gefahr irreversiblen Schadens	6
R45	Kann Krebs erzeugen	6
R46	Kann vererbare Schäden verursachen	6
R49	Kann Krebs erzeugen beim Einatmen	6
R60	Kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen	6
R61	Kann das Kind im Mutterleib schädigen	6
R23	Giftig beim Einatmen	5
R24	Giftig bei Berührung mit der Haut	5
R35	Verursacht schwere Verätzungen	5
R48	Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition	5
R17	Selbstentzündlich an der Luft	4
R25	Giftig beim Verschlucken	4
R33	Gefahr kumulativer Wirkungen	4
R20	Gesundheitsschädlich beim Einatmen	3
R21	Gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut	3
R11	Leichtentzündlich	2
R22	Gesundheitsschädlich beim Verschlucken	2
R42	Sensibilisierung durch Einatmen möglich	2
R43	Sensibilisierung durch Hautkontakt möglich	2
R10	Entzündlich	1
R14	Reagiert heftig mit Wasser	1

Tab. 3.3: Auswahl häufiger R-Werte und Normskaleneinstufung.

3.2.4 Eingangsgröße MAK-Werte-Liste

Die MAK-Werte, erstellt von der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe in der deutschen Forschungsgemeinschaft, dienen dem Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz.

Die Liste wurde als Repräsentanz für Humantoxizität in die Grundlage zum Bewertungsmodell aufgenommen, da eine Vielzahl von Stoffen erfasst ist. Als eine Folge kann die Zahl der Bezugsquellen für das Bewertungsmodell gering gehalten werden, mit positiver Auswirkung auf die Transparenz und Abgleichmöglichkeiten. Ein weiteres Kriterium ist die Bekanntheit und Akzeptanz in der Industrie, da die MAK-Werte technische Rahmenbedingungen für industrielle Produktionsabläufe darstellen.

Definition:

„Der MAK-Wert (maximale Arbeitsplatzkonzentration) ist die höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei wiederholter und langfristiger, in der Regel täglich 8stündiger Exposition, jedoch bei Einhaltung einer durchschnittlichen Wochenarbeitszeit von 40 Stunden (in Vier-schichtbetrieben 42 Stunden je Woche im Durchschnitt von vier aufeinanderfolgenden Wochen) im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt und diese nicht unangemessen belästigt. In der Regel wird der MAK-Wert als Durchschnittswert über Zeiträume bis zu einem Arbeitstag oder einer Arbeitsschicht integriert. Bei der Aufstellung von MAK-Werten sind in erster Linie die Wirkungscharakteristika der Stoffe berücksichtigt, daneben aber auch – soweit möglich – praktische Gegebenheiten der Arbeitsprozesse bzw. der durch diese bestimmten Expositionsmuster. Maßgebend sind dabei wissenschaftlich fundierte Kriterien des Gesundheitsschutzes, nicht die technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten der Realisation in der Praxis.“

Quelle DFG [15]

Die veröffentlichten Listen erfassen auch die Kategorien krebserzeugend, Schwangerschaft gefährdend (fruchtschädigend) und erbgutverändernd. Für Stoffe, die nach Stand der Forschung als krebserzeugend angesehen werden, existieren keine MAK-Werte, da aus medizinischer Sicht keine Wirkschwelle definiert werden kann, unterhalb derer die Stoffe unbedenklich sind. Die ersatzweise geltenden TRK-Werte (technische Richtkonzentration) beruhen auf der technischen Machbarkeit bzw. der Nachweisbarkeit der Stoffkonzentrationen und sind somit mit den MAK-Werten nicht numerisch zu vergleichen.

Stoffe, die krebserzeugend oder möglicherweise krebserzeugend gekennzeichnet sind, werden im Bewertungsmodell in der höchsten bzw. zweithöchsten Kategorie der Normskala eingestuft. Die DFG-Einstufungen „fruchtschädigend“ und „erbgutverändernd“ gehen,

sofern sie nicht bei den R-Werten ebenfalls vermerkt sind, derzeit nicht in die Bewertung ein.

Um die MAK-Werte auf die dem Berechnungsverfahren angepasste lineare Normskala zu projizieren, muss eine geeignete Abbildungsfunktion f_{MAK} festgelegt werden. Die MAK-Werte reichen von 9000 mg/m³ (z.B. CO₂) bis 0,002 mg/m³ (Beryllium) und überstreichen somit etwas mehr als 7 Zehnerpotenzen. Eine extreme Ausnahme bilden Dioxine und Furane mit einem Luftgrenzwert von 50 pg/m³.

Die Randwerte für die gesuchte Abbildungsfunktion sind $f_{MAK}(0,001) = 7$ und $f_{MAK}(1000) = 1$, um einerseits die Extremwirkung stark zu betonen (zumal diese Materialien in der Elektronik wenn überhaupt nur in sehr kleinen Mengen vorkommen) und andererseits das Vorhandensein eines sehr großen MAK-Wertes nicht mit 0 gleichzusetzen (1 auf der Normskala ist bereits eine sehr niedrige Einstufung).

Der negative dekadische Logarithmus $\log_{10}(1/MAK)$ erfüllt diese Anforderungen, wenn man nach der Logarithmierung die Skala durch Addition von 4 korrigiert, also

$$f_{MAK}(x) = -\log_{10}(x) + 4 = \log_{10}\left(\frac{1}{x}\right) + \log_{10}(10^4) = \log_{10}\left(\frac{10^4}{x}\right) \quad (3.4)$$

verwendet. Bei MAK-Werten oberhalb von 1000 wird nicht weiter differenziert und eine Normskalenbewertung von 1 vergeben. Einige Beispielwerte der Abbildungsfunktion f_{MAK} sind in Tabelle 3.4 angegeben.

MAK (mg/m ³)	0,002	0,01	0,1	0,5	6	≥ 1000	
Beispiel	Be	Hg-Verb.	Pb	Sb	Al	Butan, CO ₂	
Normskalenwert	$-\log_{10}(x) + 4$	6,7	6	5	4,301	3,22	1

Tab. 3.4: Beispielwerte der Abbildungsfunktion f_{MAK} .

Blei mit einem Normskalenwert von 5 entspricht somit einer starken Wirkung, während Aluminium als Staubgrenzwert lediglich als schwache Wirkung klassifiziert wird.

3.2.5 Eingangsgröße Katalog wassergefährdender Stoffe

Die Bedeutung des Wassers und der verschiedenen Kreisläufe des Wassers für das Leben auf dieser Erde ist der Beweggrund für die explizite Aufnahme dieser Liste in die Bewertungsgrundlage. Die Bereitstellung von Trinkwasser einwandfreier Güte ist ein globales Problem geworden.

Im vom Beirat beim Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit erstellten Katalog wird den erfassten Stoffen eine Wassergefährdungsklasse (WGK) von 0 bis 3 zugeordnet. Die Stoffe sind entsprechend ihrer Gefährlichkeit in folgende WGK eingestuft:

WGK 0 \Leftrightarrow im allgemeinen nicht wassergefährdend („im allgemeinen“ bedeutet: auch Stoffe der WGK 0 können in Abhängigkeit von Stoffmenge und örtlichen Gegebenheiten wassergefährdend sein)

WGK 1 \Leftrightarrow schwach wassergefährdend

WGK 2 \Leftrightarrow wassergefährdend

WGK 3 \Leftrightarrow stark wassergefährdend

Seit Juni 1999 gelten neue Einstufungen und Berechnungsverfahren für die Wassergefährdungsklassen [101]. WGK 0 entfällt offiziell, und einige dieser Stoffe wurden nach erneuter Prüfung hochgestuft. Stattdessen gibt es eine Einstufung als „nicht wassergefährdend“ (oder „*nwg*“). Für das TPI-Bewertungsverfahren werden aber weiterhin Stoffe ohne Einstufung in WGK 1–3 als WGK 0 bezeichnet.

Die Berechnung der Wassergefährdungsklassen beruht nun auf der Auswertung von R-Werten plus gegebenenfalls wenigen Nachprüfungen zur Höherstufung. Dies wird insbesondere damit begründet, dass die Kennzeichnung mit R-Werten bereits europaweit harmonisiert ist, während Wassergefährdungsklassen nur in Deutschland in dieser Form existieren.

Da nicht alle R-Werte in der Vergangenheit streng allen Stoffen zugeordnet wurden und Zusatzkriterien (u.a. Abbaubarkeit und Bioakkumulation) eingehen können, ist nach derzeitiger Lage die Wassergefährdungsklasse nicht allein nach den R-Werten auf Sicherheitsdatenblättern abzuleiten, sondern setzt eine erneute Prüfung der R-Wert-Einstufungen auf tieferer Ebene – etwa durch normierte Toxizitätstests – voraus.

Die Herleitung der Berechnungs- bzw. Bewertungsverfahren für die Wassergefährdungsklassen würde den hier möglichen Rahmen sprengen. Eine stark verkürzte Zusammenfassung ist in Anhang B enthalten. Die Einstufungen und die zugrunde liegende Methodik können kostenlos beim Umweltbundesamt bezogen werden.

Die Einbindung der WGK in die TPI-Bewertung geschieht durch Aufspreizung mit geeigneten Faktoren. Als Ergebnis erhält man für WGK 1, WGK 2 und WGK 3 die entsprechenden Zuordnungen 3, 5 und 7 auf der Normskala für die Weiterbearbeitung im Bewertungsmodell.

Die Verwendung der Wassergefährdungsklassen stellt seit der Neuregelung eine gewisse Doppelung mit den Aussagen der R-Werte dar. Dies ist zum Teil durch die Überschneidungslisten bei den R-Werten bereits korrigiert. Einige weitere R-Werte sind hier jedoch nicht berücksichtigt, so führt etwa R45 „kanzerogene Wirkung“ jetzt automatisch zu einer Einstufung in WGK 3.

An diesem Extremfall lässt sich der gegenwärtige Stand der Datenlage diskutieren. In der Vergangenheit waren bereits häufig auffällige Diskrepanzen zwischen WGK, DFG-

Einstufungen und R-Werten eines Sicherheitsdatenblattes sichtbar. Selbst Stoffe, die seit Jahren in der MAK-Werte-Liste in den Anhängen IIIA1 oder IIIA2 geführt werden, haben nur sehr selten eine Kennzeichnung als R45 (lediglich z.B. Epichlorhydrin oder Arsentrioxid).

Demzufolge bleibt die Strategie sinnvoll, die Wassergefährdungsklassen als eigenständige Datenquelle in das Bewertungsmodell eingehen zu lassen, und bei der Verrechnung intern Doppelbewertungen – soweit sie eindeutig feststellbar sind – zu eliminieren. Mehr zur Begründung dieses Vorgehens befindet sich ebenfalls in Anhang B.

3.2.6 Zusammenstellung des Gesamtberechnung TPI

Mit den Details zu den einzelnen Eingangsgrößen in den vorangehenden Abschnitten stellt sich das Gesamtverfahren wie folgt dar:

Zunächst werden die Überschneidungslisten R_MAK und R_WGK gebildet. Die Bewertung der Listen der Gefahrstoffverordnung erfolgt dann über die im Anhang A aufgeführten Zuordnungstabellen. Nach der Aggregation (Gleichung 3.3) zu N_R , N_{R_MAK} und N_{R_WGK} werden die Bewertungen auf ≤ 7 begrenzt.

Für die MAK-Werte erfolgt die Bewertung auf der Normskala über die logarithmische Umrechnung nach Gleichung 3.4

$$N_{MAK} = f_{MAK}(x) = \log_{10}\left(\frac{10^4}{x}\right).$$

Die Bewertung N_{MAK} wird ebenfalls nach oben auf sieben begrenzt und Werte zwischen Null und Eins werden auf Eins heraufgesetzt.

Bei als krebserzeugend eingestuften Stoffen wird die rechnerische Bewertung ersetzt durch:

Einstufung nach DFG

IIIA1	(eindeutig beim Menschen krebserzeugend)	$\Rightarrow N_{MAK} = 7$
IIIA2	(eindeutig in Versuchen krebserzeugend und Ergebnisse auf den Menschen übertragbar)	$\Rightarrow N_{MAK} = 7$
IIIB	(begründeter Verdacht)	$\Rightarrow N_{MAK} = 6$

Einstufung nach GefStoffV Anhang I (entspricht EU-Kriterien)

1	(bekanntermaßen krebserzeugend)	$\Rightarrow N_{MAK} = 7$
2	(sollten als krebserzeugend angesehen werden)	$\Rightarrow N_{MAK} = 7$
3	(mögliche krebserzeugende Wirkung)	$\Rightarrow N_{MAK} = 6$

Die WGK-Einteilungen werden direkt übertragen:

WGK 0 (nicht wassergefährdend oder „nwg“)	$\Rightarrow N_{WGK} = 0$
WGK 1 (schwach wassergefährdend)	$\Rightarrow N_{WGK} = 3$
WGK 2 (wassergefährdend)	$\Rightarrow N_{WGK} = 5$
WGK 3 (stark wassergefährdend)	$\Rightarrow N_{WGK} = 7$

Nach der Aggregationsformel 3.2 wird

$$N_{Stoff} = Aggr(N_R, \max(N_{MAK}, N_{R-MAK}), \max(N_{WGK}, N_{R-WGK})) \quad (3.5)$$

gebildet und anschließend das Schadstoffpotential des Stoffes

$$TPI_{Stoff} = \frac{e^{N_{Stoff}} - 1}{S}. \quad (3.6)$$

Der Skalierungsfaktor S wird so gewählt, dass die maximale Bewertung resultierend aus $N_{MAK} = 7$, $N_{WGK} = 7$ und $N_R = 7$ bei 100 liegt, also $S = (3 \cdot e^7 - 1)/100 \approx 32,889$.

Auf diese Weise wird für alle beteiligten Stoffe einer Untersuchung aus den Angaben der Sicherheitsdatenblätter eine einzelne Rechengröße TPI_{Stoff} gebildet, welche als Abschätzung der Umweltrelevanz der Stoffeigenschaften verwendet werden kann.

Die jeweilige Masse m_{Stoff_i} der im Produkt enthaltenen Stoffe wird mit den entsprechenden Stoffbewertungspunktzahlen multipliziert und für alle Stoffe summiert, um das Schadstoffpotential TPI eines Produktes zu bestimmen.

$$TPI_{Produkt} = \sum m_{Stoff_i} \cdot TPI_{Stoff_i} \quad (3.7)$$

Anhand der Gesamtpunktzahl, die möglichst niedrig sein sollte, können verschiedene Produkte miteinander verglichen oder z.B. eine Schwachstellenanalyse durchgeführt werden (beispielsweise durch Ermittlung der Bauteilkomponenten mit den höchsten Beiträgen zum Schadstoffpotential).

3.2.7 TPI-Beispiele für Materialien und Bauteile

Material	TPI/mg	Einstufungen (MAK bzw. Kanzerogenität, WGK und R-Werte)
Ag	37,82	MAK 0,1 mg/m ³ , WGK 3 (für kolloidales Silber)
Al, Al ₂ O ₃	0,73	MAK 6,0 mg/m ³
As	39,46	WGK 3, R23/25, kein MAK-Wert vorhanden
BaTiO ₃	2,99	MAK 0,5 mg/m ³ , R20/22
BeO	69,07	EU 2 (TRK 0,002 mg/m ³), WGK 3, R25, R26, R36/37/38, R43, R48/23, R49

... fortgesetzt auf der nächsten Seite

Material	TPI/mg	Einstufungen (MAK bzw. Kanzerogenität, WGK und R-Werte)
Cd	68,02	EU 2, WGK 3, R20/21/22, R49
CdO	77,50	EU 2, WGK 3, R22, R48/23/25, R49
Co	33,72	EU 3, R42/43
Cu	1,63	MAK 1,0 mg/m ³
Ethylenglycol	0,58	MAK 26 mg/m ³ (bzw. 10 ml/m ³), R22
Hg	39,45	MAK 0,1 mg/m ³ (bzw. 0,012 ml/m ³), WGK 3, R23, R33, R50/53
Mg	2,21	R15, R17
Mn	5,06	MAK 0,5 mg/m ³ , R48/20
Ni	42,50	EU 3, WGK 2, R40, R43
Pb	20,77	MAK 0,1 mg/m ³ , R20/22, R33, R61, R62
PbO	21,35	MAK 0,1 mg/m ³ , WGK 1, R20/22, R33, R61, R62
PVC	0,80	MAK 5 mg/m ³
Sb	2,79	MAK 0,5 mg/m ³ , WGK 1, R37
Sb ₂ O ₃	42,30	EU 2 (TRK 0,1 mg/m ³), WGK 2, R40
Sn	1,20	MAK 2 mg/m ³
Ta	1,07	MAK 4 mg/m ³ , R11
Zn	0,63	R10, R15

Beispiel für eine Bauteilbewertung: **SO20**

Funktion	Stoffe	Gewicht [mg]	Gewicht [%]	Bewertung [TPI]	Bewert. [%]
Bonds	Au	0,7	0,1 %	0	0
Leadframe	Cu[Fe2]	139,61	25,9 %	227,56	19,7 %
IC	Si	8,56	1,6 %	0	0
Leitkleber	Ag	0,81	0,2 %	30,63	2,7 %
Kunststoff	Epoxy	93,12	17,3 %	0	0
	TBBA	3,81	0,7 %	11,43	1,0 %
	Sb ₂ O ₃	17,91	3,3 %	757,65	65,7%
	Füllstoffe [⊕]	266,69	49,5 %	89,32	7,7 %
Vorverzinnung	SnPb20	7,22	1,3 %	36,91	3,2 %
Summe		538,43		1153,50	

[⊕] Für die Füllstoffe im Epoxidharz (Quarzmehl und gehäckselte Fasern) wird E-Glas angesetzt, mit den Hauptbestandteilen SiO₂ und Al₂O₃. In Literaturangaben wird auch häufig nur von SiO₂ ausgegangen.

3.3 Toxizitätspotentiale bei Prozessen: Das ProTox-Modell

Die Abschätzung der Stoffeigenschaften als Worst-Case-Bewertung nach der TPI-Methode lässt sich auch auf die Stoffströme von Prozessen anwenden. Das so genannte ProTox-Modul kann so zur Schwachstellenanalyse bei elektronischen Herstellungsprozessen eingesetzt werden.

Die Erfassung und Bewertung industrieller Herstellungsprozesse kann problematisch sein, speziell wenn ein Unternehmen eine Umweltanalyse durchführen möchte, selbst aber nur einen sehr kleinen Ausschnitt der Herstellungskette mit Daten hinterlegen kann. Für die Eingangsgrößen der Fertigung existieren dann häufig keine verwendbaren Bilanzen und die für die Ökobilanzbewertung kritischen Ausgangsströme der Emissionen in Luft und Wasser lassen sich – bis auf die grundsätzliche Einhaltung der gesetzlichen Grenzwerte – nicht prozessspezifisch quantifizieren.

Ziel des ProTox-Verfahrens ist daher die schnelle und praxisgerechte Bewertung der Toxizität von Stoffströmen bei Herstellungsprozessen in der Elektronik. Parallel sollten bei jeder industriellen Prozessbilanz die Energieflüsse aufgenommen werden, da die Energie in der Elektronikfertigung häufig einen Großteil der Umweltauswirkungen ausmacht und daher als Indikatorwert in übergeordneten Bilanzen immer benötigt wird.

ProTox steht für Process Toxicity Screening Method oder alternativ auf deutsch „Methode zur Bewertung der Toxizität von Prozessen“. Die Einheit der Prozesstoxizität wird Material Stream Toxicity Indicator (MSI) oder Stoffstromtoxizitätsindikator genannt. Während der TPI und die Bauteilspezifikationen auf mg als Grundeinheit bezogen sind, werden Prozessbilanzen üblicherweise in g oder kg ausgedrückt. 1 MSI entspricht der Bewertung eines Stoffstromes von 1 g für einen Stoff oder ein Stoffgemisch mit einer TPI-Bewertung von 1 TPI/mg.

Angenommen eine grobe Sachbilanz liege für den Bilanzraum und die enthaltenen Prozessmodule vor, dann ist die ProTox-Bewertung nach dem folgenden Schema zu ermitteln:

1. Alle erfassten Input- und Outputströme werden in Stoffe oder definierte Stoffgemische aufgeteilt. Dabei ist sicherzustellen, dass zu allen Stoffen eine Bewertung mit TPI existiert. Es sollte auch kontrolliert werden, ob in dieser Untersuchung relevante Stoffe gegebenenfalls zwar in Stofflisten existieren, aber mangels eingehender Recherche eine vorläufige Bewertung von Null haben (Sicherheitsdatenblätter erneut prüfen), oder aber Stoffe eine vorläufige Bewertung ungleich Null haben, die nicht auf tatsächlichen MAK-, WGK- und R-Einstufungen basieren (dies kommt nur in seltenen, begründbaren Ausnahmen vor). Alle diese Stoffe mit unsicheren TPI-Bewertungen von vorneherein zur Dokumentation und späteren Transparenz in einer Liste sammeln (mit den jeweiligen Begründungen).

2. Die Inhaltsstoffe des eigentlichen Produktes werden nicht als Outputstrom bewertet; dies geschieht typischerweise parallel durch die Ermittlung des Produkt-TPI.
3. Es muss für jede Bilanzauswertung einmal entschieden werden, ob Inputströme, die im Produkt landen, bewertet werden sollen. Im Normalfall werden diese nicht bewertet, das heißt für jeden Inputstrom muss unterschieden werden, wieviel Prozent im den Bilanzraum verlassenden Produkt enthalten sind und wieviel Prozent durch Abfallströme, Emissionen oder Bilanzlücken verloren gehen. Nur der Prozentsatz, der nicht in das Produkt eingeht, wird eingangsseitig bewertet.
4. Bewertung der verbleibenden Stoffströme nach TPI und Gewicht durchführen. Die Summe über alle Stoffströme ist die Bewertung des Bilanzraumes (mit einem geeignetem Skalierungsfaktor sind das dann MSI). Die Stoffströme können, wo nötig auch anteilig, den Prozessmodulen zugeordnet werden, wodurch diese ihre Bewertung erhalten. Interne Stoffströme und Zwischenprodukte (innerhalb des Bilanzraumes) werden bei dieser Vorgehensweise nicht bewertet (wohl aber in einer vollständigen Sachbilanz bei den einzelnen Prozessmodulen ausgewiesen).

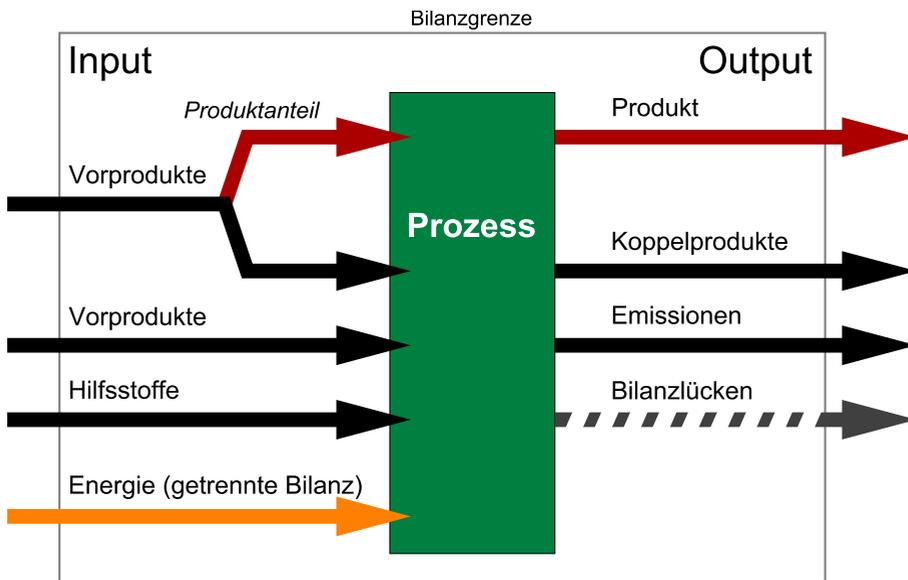


Abb. 3.4: Prinzipbild der Stoffflüsse der ProTox-Bewertung.

Es bezeichne IN_i die Inputstoffströme, die nicht in das Produkt eingehen, und OUT_j die Outputstoffströme exklusive des Produktes. Alle Stoffströme werden in g angegeben; Volumenangaben in l oder m^3 müssen vorher umgerechnet werden. Ferner gibt es zu jedem Stoff eine TPI-Bewertung TPI_{Stoff} , welche zwischen Null und Hundert liegt und

auf Milligramm bezogen ist. Dann ergibt sich die ProTox-Bewertung in MSI durch die Summation

$$\text{ProTox}_{\text{Bilanzraum}} = A \left(\sum_{i=1}^n IN_i \cdot \text{TPI}_{IN_i} + \sum_{j=1}^m OUT_j \cdot \text{TPI}_{OUT_j} \right). \quad (3.8)$$

Der Skalierungsfaktor A beträgt 10^{-3} , damit die Bewertungszahlen gut handhabbar sind. Dieser Berechnungsschritt der Bewertung ist augenscheinlich sehr einfach. Die Komplexität verbirgt sich in der Bestimmung der IN_i , da hier meist eine prozentuale Aufteilung der real vorhandenen Stoffströme vorgenommen werden muss und es sich um klar definierte Stoffzusammensetzungen handeln muss.

Die Angabe der MSI eines Prozesses muss unbedingt mit der Angabe der Bezugseinheit gekoppelt sein. Die typischen Bezugseinheiten für Prozesswerte sind pro Tag, pro Stunde oder pro Produkt. Andere Zeiteinheiten sind natürlich auch möglich und bei Produkten kann es sich auch um eine Masseangabe eines Materials handeln.

3.4 Energie als Bewertungsindikator

Neben der bisher behandelten Toxizität ist die Umweltwirkung elektronischer Systeme insbesondere an Energiebilanzen zu erkennen. Obwohl es auch in diesem Bereich verschiedene Herangehensweisen gibt, wird im Rahmen dieser Arbeit davon ausgegangen, dass die Prinzipien zur Energiebilanzierung und der Verrechnung von Energiewerten im Wesentlichen bereits erforscht sind.

Dennoch sind nur wenig zuverlässige Daten veröffentlicht oder verfügbar, die die Lebensphasen elektronischer Systeme und deren Materialien abdecken.

Es ist zu unterscheiden zwischen reinen Energiebilanzwerten zu Prozessnetzen und primärenergetisch bewerteten Energiesummen zum Beispiel nach KEA. Wo immer möglich, sollten für Umweltbewertungen eigentlich kumulierte Energieberechnungen analog des KEA-Modells eingesetzt werden. Alternativ werden „nachträglich kumulierte“ Energiedaten aus Ökobilanzdaten eingesetzt, das heißt die eingehenden Rohstoffe und Energieträger einer Teilbilanz werden mit primärenergetischen Faktoren versehen. Für Teile der Herstellungsphase und für die Gebrauchsphase wird oft auch mit reinen Energieverbrauchsdaten gerechnet. Diese können durch Effizienzfaktoren der Energiebereitstellung, wie bei der Umrechnung von Ökobilanzdaten, zu kumulierten Werten angenähert werden.

Wo dies möglich ist, soll die Einheit zur Unterscheidung zwischen Prozessenergien und primärenergetisch bewerteter Energie herangezogen werden. Vorzugsweise bezeichnen Wh beziehungsweise kWh Energieverbräuche in Prozessen und Prozessbilanzen, während MJ als Grundeinheit für primärenergetische oder kumulierte Energie dienen soll.

3.4.1 Energie zur Bereitstellung der Rohmaterialien

Die Energie E_{RM} zur Bereitstellung der Rohmaterialien wird aus vorhandenen Ökobilanzdaten vereinfacht kumuliert, indem die Rohenergieträger gemäß ihrem Energiegehalt gewichtet aufsummiert werden. Für die Beispiele in dieser Arbeit wurden die Faktoren aus der Software SimaPro übernommen [22, 74]. Eine Auswahl der wichtigsten Faktoren ist in Tabelle 3.5 wiedergegeben. Die vollständige Liste mit Erläuterungen der Originalbezeichnungen befindet sich in Anhang C ab Seite 167.

Energieträger	Originalbezeichnung	Umrechnungsfaktor
Wasserkraft	barrage water	0,01 MJ/kg
Kohle	coal (div. Quellen)	18 – 29,3 MJ/kg
Rohöl	crude oil (div. Quellen)	41 – 42,7 MJ/kg
Erdgas	natural gas (div. Quellen)	30,3 – 40,9 MJ/m ³
Uran	uranium (in ore)	451000 MJ/kg
	uranium (ore)	1110 MJ/kg
Holz	wood	15,3 MJ/kg
Methan	methane (kg)	35,9 MJ/kg

Tab. 3.5: Primärenergetische Bewertung von Rohenergieträgern entsprechend SimaPro4.

Der Umrechnungsfaktor gibt jeweils an, wieviel MJ Energie aus dem Rohenergieträger bei optimaler Verwertung gewonnen werden kann. Die Energiesumme E_{RM} für die Herstellung eines Kilogramms eines Materials gibt dann an, wieviel Energie im erfassten Prozessnetz eingesetzt werden. Die Verluste bei der Energieumwandlung und ggf. Transporten sind dabei in den Vorketten der Energiebereitstellung als typische Werte integriert.

Die Bilanz des Zwischenenergieträgers „Electricity Use in Europe“ benötigt zurückgerechnet auf diese Rohenergieträger 3,966 MJ Primärenergie, um 1 MJ elektrische Nutzenergie bereitzustellen. Dies entspricht einem primärenergetischen Wirkungsgrad von nur 25 %, welcher niedriger als entsprechende technische Wirkungsgrade ausfällt, da hier bis zu den Rohstofflagerstätten bilanziert wird und nach Möglichkeit auch der Aufwand für die Anlagen und Transporte anteilig eingeht.

Die Energiebilanzen für in der Elektronik eingesetzte Materialien sind in Tabelle 3.6 zusammengetragen. Für einige Materialien muss auf Abschätzungen zurückgegriffen werden. Für nicht bilanzierte Massenkunststoffe wird analog zu PE (Polyethylen) von 70 MJ/kg ausgegangen, während für höherwertige technische Kunststoffe 180 MJ/kg in der Größenordnung von PC (Polycarbonat) angesetzt werden.

Auch für die in der Elektronik wichtigen Edelmetalle Gold und Silber waren keine verlässlichen Bilanzdaten verfügbar. Die Energiewerte werden daher über die vorhandenen MIPS-Werte angenähert. Da MIPS und Energie nicht notwendigerweise linear zuein-

Material	Originalbezeichnung	E_{RM} [MJ/kg]	Quelle
ABS	ABS I	90,97	SimaPro / Idemat 96
Al	aluminium I	168,20	SimaPro / Idemat 96
Al ₂ O ₃	Aluminium oxide	19,21	Pre
Cd	cadmium (prim)	224,00	SimaPro / IVAM Datensatz
Cr	chromium I	144,80	SimaPro / Idemat 96
Co	cobalt I	109,10	SimaPro / Idemat 96
Cu	Kupfer 40% recycled	168,00	BfE Zürich 96
Expoxy	Epoxy resin I	196,30	SimaPro / Idemat 96
Ethylenglycol	ethyleneglycol	26,90	Pre
Mg	magnesium I	197,50	SimaPro / Idemat 96
Mn	manganese I	52,78	SimaPro / Idemat 96
Mo	molybdenum I	121,80	SimaPro / Idemat 96
Ni	Nickel I	300,90	SimaPro / Idemat 96
PA, nylon	PA bj	381,70	Pre
Pb	lead (prim)	73,70	SimaPro / IVAM Datensatz
PC	PC I	178,30	SimaPro / Idemat 96
PE	HDPE I	75,74	SimaPro / Idemat 96
PET	PET I	81,50	SimaPro / Idemat 96
PP	PP I	79,00	SimaPro / Idemat 96
PUR	PUR I	134,80	SimaPro / Idemat 96
PVC	PVC I	62,83	SimaPro / Idemat 96
Si (techn.)	Silizium EG (Wafer)	8990,00	BfE Zürich 96
Sn	tin (prim)	240,00	SimaPro / IVAM Datensatz
Ti	titanium I	524,00	SimaPro / Idemat 96
Zn	zinc I	58,46	SimaPro / Idemat 96
Fe [⊕]	iron	68,02	Pre (ohne Recyclingquote)
Pd [⊕]	palladium	706,00	BfE Zürich 96 (unvollständige Bilanz)
Pt [⊕]	platin	3726,00	BfE Zürich 96
Glas [⊕]	glas gas-fired bj	5,34	Pre (niedriger Wert, 20 % Recycling)
Papier [⊕]	recycling paper B	29,17	Pre (niedriger Wert durch Recycling)
Gummi [⊕]	PB I	80,80	SimaPro / Idemat 96
E-Glas [⊕]	glasswool	26,60	SimaPro / IVAM Datensatz
SiO ₂ [⊕]	Quartzsand	0,41	SimaPro / IVAM Datensatz
Phenolharz [⊕]	Phenol	118,00	BfE Zürich 96
TBBA [⊕]	Bisphenol A	68,00	SimaPro / IVAM Datensatz
TiO ₂ [⊕]	TiO ₂	30,70	Pre

Tab. 3.6: Energiebewertung von Materialien der Elektronik ([⊕] = unsichere Daten).

ander verlaufen müssen, sind hier größere Abweichungen möglich. Die Größenordnungen der MIPS-Bewertungen scheinen dennoch realistischer als die vorhandenen unvollständigen Bilanzdaten für Gold und Silber. Auch der Energiewert für Platin in Tabelle 3.6 liegt vermutlich zu niedrig und sollte vor Verwendung weiter recherchiert werden.

Die MIPS-Werte für Gold und Silber werden durch Normierung auf den Energiewert für Kupfer zu Energiewerten umgerechnet.

$E_{RM_{Cu}} = 168 \text{ MJ/kg}$	$\frac{MIPS_{Au}}{MIPS_{Cu}} = \frac{350000}{420} \approx 833,33$	$\frac{MIPS_{Ag}}{MIPS_{Cu}} = \frac{7500}{420} \approx 17,86$
$E_{RM_{Au}} \approx 139944 \text{ MJ/kg}$	$E_{RM_{Ag}} \approx 3024 \text{ MJ/kg}$	

Die Bilanzdaten nach Idemat (Universität Delft, Niederlande) in Tabelle 3.6 enthalten durchschnittliche Recyclingquoten bei Metallen. Bei Blei, Palladium, Eisen und den MIPS-Schätzungen für Gold und Silber sind hingegen vermutlich keine Recyclinganteile berücksichtigt, sodass die Daten tendenziell etwas zu hoch liegen. Da die Berechnungsgrundlagen – also die erfassten Prozessnetze, die Recyclingannahmen und die primärenergetischen Umrechnungsfaktoren – bei KEA-Werten in der Literatur nicht nachvollziehbar sind, werden bis auf die Schätzwerte für Gold und Silber nur die nach dem geschilderten Verfahren selbst ermittelten Energiewerte verwendet.

Metalllegierungen werden wie bei der TPI-Berechnung durch die Gewichtsanteile der Legierungspartner abgeschätzt.

3.4.2 Energie in der Gebrauchsphase

Der Energiebedarf während der Produktbenutzung wird üblicherweise allein durch die elektrische Leistungsaufnahme angegeben. Wie im vorherigen Abschnitt bereits deutlich gemacht wurde, ist es für die Vergleichbarkeit von Energiedaten wichtig zu wissen, ob eine primärenergetische Bewertung vorgenommen wurde oder nicht. Für die Umrechnung ist der primärenergetische Effizienzfaktor von 25 % als Abschätzung für Europa zu verwenden.

Die Energie E_G der Gebrauchsphase sei primärenergetisch bewertet und typischerweise in MJ angegeben. Reine Verbrauchsdaten werden hingegen durch Angabe der Annahmen für Strom, Spannung und Zeit kenntlich gemacht und in kWh bemessen (1 kWh entspricht 3,6 MJ).

Ansonsten sind bei der Modellierung der Gebrauchsphase lediglich die im Abschnitt 2.2 (Seite 40) aufgeführten Schwierigkeiten verschiedener Benutzerprofile zu berücksichtigen. Häufig ist es aufgrund des großen Einflusses notwendig, die Energiewerte alternativer Nutzungsannahmen im Gesamtergebnis darzustellen.

3.4.3 Energie in der Herstellungsphase

Die Herstellungsphase ist bei Elektronik bezüglich Energieverbrauch und Emissionen häufig entscheidend. Da vollständige Prozessbilanzen oft der Geheimhaltung unterliegen und nachvollziehbare Darstellungen jeweils den Umfang von Diplomarbeiten aufweisen, sollen hier nur einige brauchbare Abschätzungen zusammengetragen werden. Aufgrund der nicht immer vollständigen Quellenlage sind die Angaben zunächst meist nicht primärenergetisch bewertet wiedergegeben. Eine ungefähre Umrechnung auf die Primärenergiewerte E_H der Herstellungsphase wird jeweils angegeben.

IC-Herstellung

Der Primärenergieaufwand zur Herstellung von reinem Silizium von 8990 MJ/kg wurde bereits in Tabelle 3.6 aufgeführt. Dies umfasst die Herstellungsschritte bis zum polierten Wafer. Inwiefern die Verluste durch das Wafer-Sägen einbezogen sind, wird in der Dokumentation nicht klar. Laut Datensatzdokumentation bezieht sich die Bilanz auf 1 Si-Wafer für die Elektronikherstellung (EG = Electronics Grade) mit 7 g bei 300 μm Dicke und 143 cm^2 Fläche. Pro Wafer werden 4,979 kWh Energie verbraucht (entspricht 17,923 MJ). Durch die primärenergetische Umrechnung der Inputströme ergibt sich der hohe Wert für $E_{RM_{Si}}$. Da dies wesentlich durch Schmelzprozesse bestimmt wird, scheint eine Übertragung auf andere Waferdurchmesser und -dicken gerechtfertigt.

Für die anschließende Waferprozessierung kann auf zwei Quellen zurückgegriffen werden. In der älteren Studie der MCC [61] wird der Siliziumgehalt einer Workstation mit einem 6-Inch Wafer (ca. 182 cm^2 bzw. ca. 9,1 g) abgeschätzt. Für die Herstellungsschritte wurden 285 kWh bilanziert. Die Daten wurden allerdings aus der Monatsbilanz einer Wafer Fab für 200 mm Wafer (8 Inch) von 1992 umgerechnet. Die Daten basieren zudem mit großer Wahrscheinlichkeit auf der Anzahl der Wafer-Starts und auf der reinen Wafer-Fläche, nicht auf der in den Bausteinen nutzbaren Siliziumfläche. Bezogen auf die Siliziumfläche im fertigen Baustein ist der Wert daher zu niedrig.

Bei einem Yield- und Flächenverlustabzug von 50 % kann man den Energiebedarf pro cm^2 Silizium im Bauteil mit 3,125 kWh abschätzen, oder primärenergetisch bewertet mit $E_H \approx 45 \text{ MJ}/\text{cm}^2$.

Eine dezidiertere Bilanzierung der Halbleiterherstellung wurde in der Diplomarbeit von Silke Hermanns vorgenommen [38]. Die Daten basieren auf zwei Forschungsreindräumen mit Equipment zur CMOS-Fertigung, wobei Lücken in der Bilanz des einen Reindraumes jeweils mit Angaben des anderen abgeschätzt wurden. Die Bilanz entspricht dem Stand von 1994 mit einer Strukturbreite von 1 μm auf 4-Inch Wafern (ca. 78,5 cm^2) mit 11 Maskenebenen. Die Bilanz ergab ca. 5,841 kWh pro cm^2 oder 0,531 kWh pro cm^2 und Maskenebene (aufgeteilt in 0,4043 kWh elektrische Energie und 0,127 kWh Wärmeenergie). Mit einem angenommenen Yield-Faktor von 80 % entspricht dies primärenergetisch umgerechnet $E_H \approx 9 \text{ MJ}/\text{cm}^2$ und Maskenebene.

Ein späterer Vergleich mit den Daten eines industriellen Reinraums ergab folgende Eckdaten:

- Spezifikation: 1996, 0,35 μm , 6-Inch Wafer (176 cm^2 angesetzt), 15 Maskenebenen
- Energie: 0,243 kWh pro cm^2 und Maskenebene (davon 0,108 kWh elektrische Energie und 0,135 kWh Wärmeenergie) oder 3,645 kWh pro cm^2 mit 15 Maskenebenen
- Yield-Faktor: 80 % angenommen (die Fläche ist bereits um die Randbereiche verringert)
- Primärenergie: $E_H \approx 3,8 \text{ MJ/cm}^2$ und Maskenebene oder $E_H \approx 56,5 \text{ MJ/cm}^2$ für einen „typischen“ CMOS-Prozess (Annahme 15 Maskenebenen).

Da die Yield-Faktoren und weitere Randbedingungen der Reinräume nicht vergleichbar sind, kann aus diesen Daten leider kein echter zeitlicher Trend (z.B. Entwicklung von 1 μm zu 0,35 μm) abgeleitet werden.

In beiden Bilanzen ist der Aufwand zur Herstellung der Anlagentechnik und der Gebäude nicht enthalten. Da die Nutzungszeiten für moderne Wafer Fabs oft nur wenige Jahre betragen und sie nach dieser Zeit meist nicht aufgerüstet werden können, kann hier ein zusätzlicher Materialoverhead von einigen kg pro Wafer hinzukommen. Da es sich überwiegend um Stahlbeton handelt, wird der Einfluss auf die Energiebilanz allerdings gering ausfallen.

IC-Packaging

Für den Energiebedarf des IC-Packaging existieren bisher kaum verwendbare Bilanzdaten. In der Studie von MCC ist das IC-Packaging zwar enthalten, aber diese Daten sollten nur mit Vorsicht für andere Auswertungen verwendet werden.

Die Workstation der Studie enthält 220 ICs (davon 7 keramische, vermutlich PGAs und EPROMs). Für die Prozessierung werden summarisch 60 kWh angegeben. Da die IC-Gehäuse eine große, aber nicht näher spezifizierte Typenvielfalt aufweisen, ist der Durchschnittswert von 0,27 kWh pro Gehäuse oder umgerechnet 110 Wh pro g Package-Gewicht nicht sehr aussagekräftig oder auch nur plausibel.

Eine konkretere Angabe befindet sich weiter hinten in der Studie, demzufolge werden für die Herstellung eines QFP80 2,9 „kW“ benötigt. Enthalten sind dabei die Prozessschritte „Bond, Mold and Cure“, das heißt die Leadframevorbereitung, die Verzinnung, sowie ein eventueller Burn-In und ein Funktionstest sind nicht berücksichtigt.

Nimmt man an, dass der angegebene Wert ein Energiewert sei (also korrekt „kWh“), so können auch bei extremen Annahmen für die Aufteilung in Packagetypen nicht 220 Packages mit insgesamt 60 kWh gefertigt werden. Selbst wenn man annimmt, dass eine Workstation von 1992 zu 90 % aus relativ einfachen ICs wie etwa SO20 aufgebaut

sei, würden die verbleibenden 10 % (oder 22 komplexere Packages) à 2,9 kWh bereits die Gesamtsumme von 60 kWh pro Workstation ergeben und 198 Packages wären unberücksichtigt. Die Angaben sind also widersprüchlich, aber es lässt sich nicht auf Anhieb entscheiden, ob einer der Werte sinnvoller als der andere ist.

Die genannten, aus der Energiesumme abgeleiteten Werte sind daher mit Vorsicht zu verwenden; sie könnten wesentlich zu niedrig liegen.

Leiterplattenherstellung

Eine interne Prozessanalyse ergab 1997 nur unvollständige Prozessbilanzen für FR4 und Aluminiumoxid-Keramik. Die untersuchten Prozesse sind in Abbildung 3.5 dargestellt.

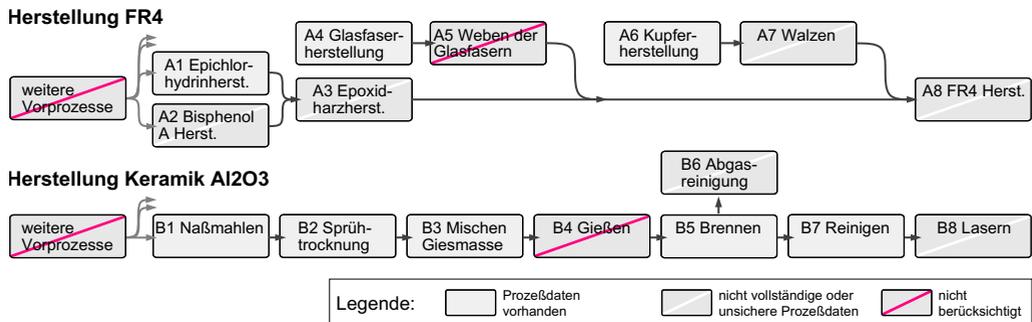


Abb. 3.5: Prozessvergleich der Herstellung von FR4 und Al₂O₃-Keramik.

Die Bilanz ergab einen Energiebedarf von 11,5 kWh Strom und 1,85 kg Erdgas (1,3 m³) für 1 m² FR4 (2,3 kg). Für 1 m² Al₂O₃-Substrat ohne Metallisierung (ca. 3,9 kg) müssen dagegen 16,6 kWh Strom und 6,63 kg Erdgas (4,7 m³) aufgewendet werden.

Diese Bilanz umfasst die Herstellungsschritte bis zum kupferkaschierten FR4 (hier zweilagig in 1,4 mm Dicke), nicht jedoch die Strukturierungsprozesse. Als primärenergetischer Wert ergibt sich $E_H \approx 217,6 \text{ MJ/m}^2$.

Reflowlöten / Baugruppenfertigung

In der Diplomarbeit von Otmar Deubzer wurde 1997 ein Reflow-Lötprozess bilanziert, um ihn mit Leitlebeprozessen zu vergleichen [14]. Die Bilanz umfasst neben dem Lötprozess die Lotpastenbedruckung im Schablonendruck, die automatische Bestückung, Reinigungsprozesse sowie Druckluft und Abluft. Als Vergleichseinheit wurde der Tagesdurchsatz eines Betriebes im Zweischichtbetrieb mit Anfahr- und Leerlaufzeiten analysiert.

Auf der SMD-Linie können stündlich 120 Leiterplatten der Größe 267 mm × 350 mm verarbeitet werden. Die Tagesbilanz entspricht 1740 Leiterplatten. Dafür werden ca. 460 kWh an elektrischer Energie benötigt.

Etwa 97 % des Energieverbrauchs stammen vom Reflowofen, welcher aus energetischer Sicht somit allein bestimmend ist. Beim Reflowprozess ist der Energieverbrauch weitgehend unabhängig von der Fläche bzw. Masse der verarbeiteten Leiterplatten, sodass für die Übertragung auf andere Fälle eigentlich die Lötzeit pro Panel als normierende Größe herangezogen werden müsste. Da bei Umweltbetrachtungen einzelner Flachbaugruppen meist keine reale Panelaufteilung betrachtet wird und Lötzeiten schwer zu ermitteln sind, wird hier eine Umrechnung auf Flächen vorgenommen, die für grobe Abschätzungen ausreichend ist.

Pro m^2 Leiterplattenfläche ergibt sich ein Energieverbrauch von ca. 2,83 kWh. Dies entspricht primärenergetisch bewertet $E_H \approx 40,7 \text{ MJ/m}^2$.

Auch in der MCC-Studie wurde eine Bilanz für die Baugruppenfertigung erstellt. Die Bilanz der Leiterplatten beginnt hier ab den kupferkaschierten dünnen Leiterplatten der Innenlagen. Die nasschemischen Prozesse der Strukturierung der Innenlagen und die Herstellung der Außenlagen wurden abgeschätzt. Weiter wurde der Lötprozess und eine anschließende Reinigung erfasst. Summarisch werden 1790 kWh Energie für 3226 cm^2 Leiterplattenfläche im Produkt benötigt. Die Flachbaugruppen wiegen einschließlich der aufgelöteten Komponenten ca. 1600 g.

Pro m^2 werden nach diesen Daten also 5549 kWh Energie benötigt, was einer Primärenergie von $E_H \approx 19900 \text{ MJ/m}^2$ entspricht. Dieser Wert scheint sehr hoch im Vergleich zu den vorgenannten Bilanzdaten allein für den Reflowprozess. Wenn man den Daten der MCC vertraut, müssen die Strukturierungsprozesse (größtenteils mit beheizten Bädern) und die Verpressung zum Multilayer extrem energieintensiv sein. Eine Effizienzsteigerung im Lötbereich zwischen 1992 und 1997 durch Reflow- statt Wellenlöten kann auch einen sehr kleinen Anteil der Differenz ausmachen.

3.4.4 Energie in der Entsorgungsphase

Die Energie E_E beschreibt analog zu den Herstellungsprozessen die primärenergetisch bewertete Energiebilanz der Prozessnetze der Entsorgungsphase. Dies beinhaltet die energetische Gutschrift für das Recycling von Komponenten oder Stoffen und die Energierückgewinnung durch Verbrennung. Da es kaum verlässliche Ökobilanzen für den Bereich der Elektronikentsorgung gibt, wurden keine eigenen Abschätzungen für diesen Bereich durchgeführt. Nach den wenigen veröffentlichten Schätzungen ist der Beitrag der Entsorgung zum gesamten Lebenszyklus vergleichsweise gering [3, 28, 33]. Eine insgesamt positive Gutschrift durch Intensivierung des Komponentenrecyclings und hohe Metallrecyclingquoten ist denkbar, wurde aber bisher nie konkret nachgewiesen.

Die Entsorgungsphase und die Recyclingmöglichkeiten müssen demnach weniger nach Energiegesichtspunkten, sondern auf die Inhaltsstoffe und auf die Konstruktion bezogen bewertet werden.

3.5 Bewertungsmodule für das Recycling elektronischer Produkte

Die Module zur Recyclingbewertung elektronischer Produkte werden in dieser Arbeit nicht vertieft. Ökobilanzen können Recycling – und den gesamten Bereich der Entsorgung – bisher nur sehr grob abbilden oder mit sehr großem Aufwand speziell für jeden Untersuchungsgegenstand modellieren. Diese grundsätzlichen Probleme wurden bereits in Abschnitt 2.2 diskutiert.

Über den Zwischenschritt der Definition von genaueren Entsorgungsmodulen mit Inputpfaden wie „1 kg gemischter Elektronikschrott“ oder „1 kg bestückte Leiterplatten“ kommt man schließlich dazu, die Entsorgungsmodule für jedes Produktbeispiel erneut anzupassen, was sehr aufwändig werden kann.

Durch die verbesserte Erfassung und Darstellung der stofflichen Zusammensetzung von Elektronik in dieser Arbeit (als Ausgangspunkt des TPI-Moduls) kann die Modellierung der Entsorgung von elektronischen Systemen allgemein weiter verbessert werden. Ein einfaches Rechenmodell ausgehend von der stofflichen Zusammensetzung des Gerätes (oder von Teilen desselben) wurde als Teil des modularen Schemas unter dem Namen RPI (Recycling Potential Indicator) entwickelt. Dieser Ansatz entstand zeitlich parallel in der Arbeitsgruppe des Autors am Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration, maßgeblich durch Andreas Middendorf und Dr. Irina Stobbe [63].

Das RPI Modell betrachtet die Eignung von Stoffgemischen, welche jeweils spezifisch zu elektronischen Produkten oder Produktteilen bestimmt werden, für eine Auswahl von Entsorgungsverfahren für Elektronik.

Für die möglichen Entsorgungswege der Elektronik wurden generelle Stoffverbote, sowie Wunsch- und Grenzwerte für bestimmte Wert- und Störstoffe in den jeweiligen Verfahren zusammengetragen und zu einem Stoffprofil je Entsorgungsvariante verdichtet. Abbildung 3.6 zeigt beispielhaft ein RPI Verfahrensprofil für die Entsorgungsoption „Kupferhütte“.

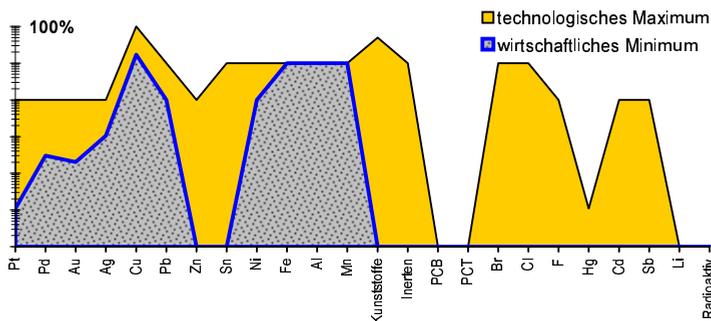


Abb. 3.6: Logarithmisches Profil der Entsorgungsvariante Kupferhütte.

Die stoffdiskrete Korrelation des Stoffprofils eines Produktes oder einer Baugruppe mit dem Stoffprofil des Entsorgungsprozesses liefert ein Maß für die Eignung des Untersuchungsgegenstandes für die verschiedenen Entsorgungspfade.

Abbildung 3.7 zeigt schematisch die Vorgehensweise zur Bestimmung des RPI. Unterschieden werden die Entsorgungspfade mechanische Aufbereitung, Kupferhütte, Eisenhütte, Edelmetallscheideanstalt (EMS), Pyrolyse und Hausmüllverbrennung (HMV). Beim gezeigten Beispiel sind die Stoffverbote der Hausmüllentsorgung deaktiviert. Durch die Anwesenheit von halogenierten Flammhemmern, Antimon und Schwermetallen verbietet sich die Hausmüllverbrennung im Allgemeinen. In der täglichen Praxis wird ein großer Anteil von Altelektronik trotz entsprechender Verbote weiterhin auf Hausmülldeponien und in der Hausmüllverbrennung entsorgt.

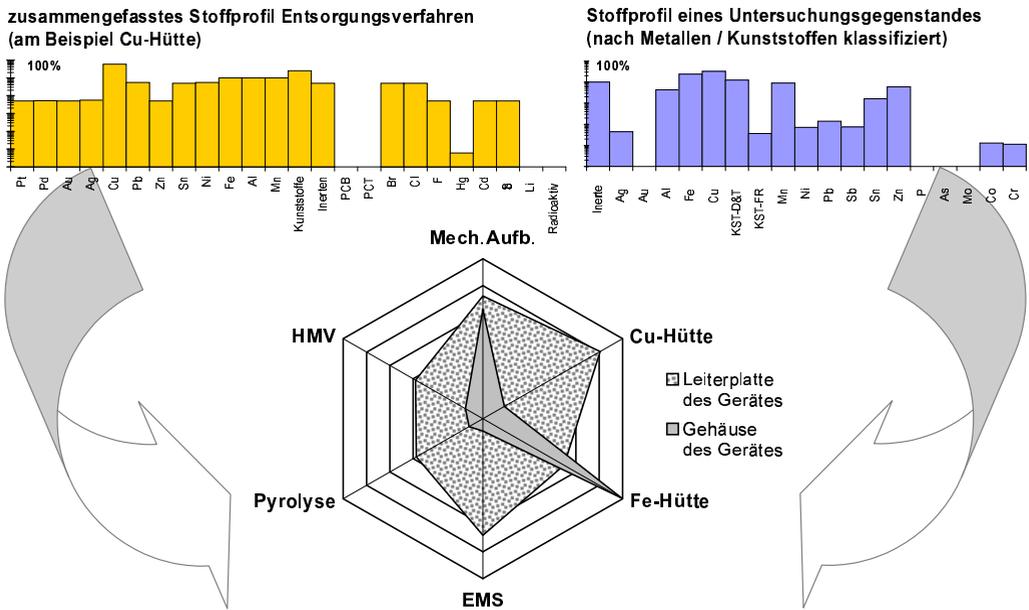


Abb. 3.7: Prinzipbild der RPI-Berechnung.

Aufgrund des typischen Metall-Kunststoff-Gemisches sind vollständige Flachbaugruppen meist für die Metallrückgewinnung in der Kupferhütte oder direkt in der Edelmetallschmelze geeignet. Bei höher integrierter Elektronik – mit prozentual höherem Gehalt an Edelmetallen und Schwermetallen – verstärkt sich dieser Trend noch. Derzeit werden jedoch wegen strenger Auflagen bezüglich erhöhtem Dioxinbildungspotential kaum Leiterplatten in Cu-Hütten oder EMS verarbeitet.

4 Umweltrends der Technologieentwicklung: Szenarienbewertung der Miniaturisierung elektronischer Produkte

4.1 Trendbildung über Vergleichseinheiten in der Elektronik

Mit den beschriebenen Verfahren sollen nun einzelne Aspekte der Elektronikminiaturisierung untersucht werden. Abschließend wird aus den für sich schon recht komplexen Einzeltrends eine Gesamtaussage zusammengefügt und bezüglich Übertragbarkeit und Randbedingungen diskutiert.

Wann sind zwei Systeme vergleichbar?

Bei jedem Systemvergleich gilt es, die zu untersuchenden Varianten so zu wählen, dass sie bezüglich einer erbrachten Leistung weitgehend identisch sind. Je nach Blickwinkel der Untersuchung werden die Leistungsmerkmale aber unterschiedlich priorisiert, sodass die Auswahl (und der Geltungsbereich) meist begründet werden müssen. Für den Vergleich zweier Computer könnte zum Beispiel die Rechenleistung das entscheidende Kriterium sein. Unter dieser Vorgabe ist es nicht erlaubt, einen alten Rechner mit 386er-Prozessor mit einem aktuellen Rechner zu vergleichen, da die (numerische) Rechenleistung sich um Zehnerpotenzen unterscheidet. Jedoch können auch weniger technische Parameter zu den normierenden Leistungsmerkmalen gehören. Das ergonomische oder ästhetische Design oder die Geräuschbelastung können eine unterschiedliche „Leistungsfähigkeit“ zweier Produkte für den Benutzer darstellen. Zusätzlich muss eine Leistung nicht produktbezogen sein, sondern kann sich auch auf Tätigkeiten und Dienstleistungen beziehen. Somit wäre unter der Vorgabe „zehn Seiten Text tippen und elektronisch speichern“ der genannte Rechnervergleich doch zulässig, aber nicht auf beliebige andere Anwendungen übertragbar.

Für den Vergleich von Produktvarianten wie auch für diese Trendanalysen ist die Wahl sinnvoller und nachvollziehbarer Vergleichseinheiten sowie der Bilanzgrenzen essentiell.

Der Begriff der Miniaturisierung muss an dieser Stelle auf einzelne quantifizierbare technische Entwicklungen aufgeteilt werden:

- die rasante Verkleinerung der Strukturen auf den integrierten Schaltungen,
- die Verkleinerung der IC-Gehäuse,
- die Verkleinerung aller weiteren Bauelemente und
- die Verkleinerung der Strukturen im Leiterplattenaufbau.

Durch diese Trends zusammen werden auch die Geräte insgesamt kleiner und ermöglichen somit größere Mobilität und/oder größeren Komfort (z.B. Walkman, Mobiltelefone, tragbare CD-Spieler, aber auch Hörhilfen, mobile Analytik, etc.).

Bei vielen Geräten sind jedoch die Abmessungen im Wesentlichen fest (z.B. durch Standards), sodass die Miniaturisierung der Elektronik nicht zu kleineren Geräten sondern zu einer Erhöhung der integrierten Funktionen führt. Neben beispielsweise wiederum einem erhöhten Komfort führt diese Funktionsintegration insbesondere auch zur Erhöhung von Effizienz und Sicherheit.

Solche Geräte verhalten sich bezüglich einer Trenduntersuchung natürlich grundsätzlich anders als beispielsweise Mobiltelefone, bei denen (trotz der Erhöhung der Funktionalität) von Generation zu Generation eine echte Miniaturisierung der Geräte verzeichnet werden kann.

Neben der oben angedeuteten Aufteilung der technischen Einzelentwicklungen können also zusätzlich Szenarien für bestimmte Produktfamilien gebildet werden:

- A. Ein Produkt wird miniaturisiert, die Funktion bleibt aber (exakt oder weitgehend) gleich. Dieser Fall kommt in der Realität zwar selten vor, kann aber dennoch als Grundlage für die weiteren Untersuchungen dienen.
- B. Ein Produkt wird verkleinert und der Funktionsumfang nimmt gleichzeitig zu (zum Beispiel Mobiltelefon, Laptop → also primär mobile Technik).
- C. Ein Produkt bleibt von der Größe her ungefähr gleich, aber es werden mehr Funktionen integriert (zum Beispiel PC & Bildschirm, normale oder Komfort-Telefone, Fernseher → also insbesondere stationäre oder normierte Technik).

Vorschläge für sinnvolle Vergleichseinheiten in der Elektronik existieren bisher meist nur für einzelne Produktvergleiche. Diese allgemein und systematisch zu definieren, geht über den Umfang des folgenden Vergleiches etwas hinaus. Dennoch sollen zumindest grundlegende Vergleichseinheiten vorgestellt und diskutiert werden.

Vergleichseinheiten der IC-Ebene

- Anerkannt ist die ökologische Vergleichseinheit der IC-Herstellung pro cm^2 und Maskenebene (z.B. in [38] verwendet). Allerdings sind Flächenangaben und insbesondere Maskenzahlen für die meisten ICs nicht frei verfügbar.
- Für einfachere funktionelle Vergleiche könnte der Gate-Count bzw. die Anzahl der Transistoren herangezogen werden. Da die Umweltwirkungen je nach Strukturgröße und Schaltungstyp sehr unterschiedlich ausfallen, ist dies aber relativ ungenau.
- Die Technologieentwicklung lässt sich in den Trend durch Die-Shrink (gleiche Funktion und Partitionierung, Fortschreibung der Technologie) und den komplexeren Trend der meisten IC-Design-Generationen (Zunahme Komplexität bei gleichzeitiger Strukturverkleinerung) unterteilen.

Vergleichseinheiten für IC-Gehäuse

- Eine echte Normierung kann zunächst nur anhand gleicher Funktion bzw. Schaltung in verschiedenen Gehäuseformen versucht werden. Allerdings gibt es sehr selten identische Schaltungen über mehrere Generationen von Gehäusen.
- Eine näherungsweise Normierung kann anhand gleicher Silizium-Fläche (bzw. gleichen Silizium-Gewichts) stattfinden. Bei realen Bauteilen wird diese Angabe häufig nicht verfügbar sein. Die Näherung beruht auf der Vergleichseinheit für ICs, welche die Umweltbelastung proportional zur Fläche eines ICs ansetzt. Die Anzahl der Maskenebenen als zweiter Einflussfaktor wird jedoch weggelassen, das heißt implizit als konstant angenommen.
- Eine gröbere Näherung kann durch die Auswahl von IC-Gehäusen gleicher Pin-Anzahl erreicht werden. Die Annahme, dass die Pin-Anzahl ein direkter Indikator für die Komplexität des Bausteins ist, trifft in der Realität jedoch nicht allgemein zu. Zumindest sollte eine Zuordnung der Halbleitersparte (ASIC, Prozessor, Speicher, etc.) einbezogen werden.
- Für die summarische Einschätzung ganzer Package-Familien müsste nach der Marktverteilung der Anschlussanzahlen innerhalb der Package-Familien gemittelt werden. Ersatzweise kann ein IC-Gehäuse als typischer Vertreter für jede Package-Familie ausgewählt werden.

Vergleichseinheiten bei Leiterplatten

- Die Vielfalt der Kombinationsmöglichkeiten erschwert die Beschränkung auf wenige, praxiserichte Vergleichseinheiten. Die Leiterplatte selbst sollte zumindest bezüglich Typ, Fläche, Lagenanzahl und Gesamtdicke spezifiziert sein. Dies bestimmt die Grundtechnologie der Herstellung und ermöglicht die Abschätzung von Bilanzdaten. Zur Materialbestimmung sollte pro Lage der Flächenanteil der Leiterbahnen und deren Dicke und Oberflächenfinish festgelegt sein. Anzahl und Größe der Vias stellen einen weiteren sekundären Parameter dar.

- Für bestückte Leiterplatten gibt es außer funktionsgleichen Varianten bisher ebenfalls keine einfach zu definierenden Vergleichspartner. Die Angabe nur des Einsatzgebietes (z.B. Computerplatine) führt häufig zu falschen Übertragungen, da die Variabilität noch zu groß ist. Es wäre denkbar, flächenbezogene Parameter (Anzahl der ICs und der passiven Bauelemente pro Fläche) als Vergleichseinheit relativ unabhängig vom Einsatzzweck der Baugruppe zu etablieren.

Die Beispiele in dieser Arbeit setzen auf der stofflichen Zusammensetzung einzelner elektronischer Komponenten auf. Bevor Trends aus verschiedenen Generationen von ICs und weiteren Bauelementen gebildet werden, soll das Vorgehen zur Inhaltsstoffbestimmung und beispielhaft einige der betrachteten elektronischen Komponenten erläutert werden. Anschließend folgen Auswertungen der Einzeltrends bezogen auf verschiedene der vorgeschlagenen Vergleichseinheiten.

4.2 Inhaltsstoffbestimmung und Untersuchungsgegenstände

4.2.1 Recherche der Inhaltsstoffe von Bauelementen und Organisation der Daten

Die stoffliche Zusammensetzung elektronischer Bauelemente beziehungsweise Produkte war bisher nur punktuell in Veröffentlichungen und Firmenangaben zu finden. Es existierte keine geordnete Erfassung, Sammlung und Weitergabe solcher Daten. Als Hilfsmittel für die Untersuchungen in dieser Arbeit wurde eine Bauelementdatenbank mit Inhaltsstoffangaben konzipiert und umgesetzt (siehe Anhang F). Die Datenbank diente gleichermaßen dazu, Produktuntersuchungen für Unternehmen zu verbessern und Erfahrungen für die Struktur und den Aufbau eines zukünftigen Datennetzwerkes zu sammeln. Die Probleme beim Aufbau einer solchen Datenbank liegen in der Kombination einer Vielzahl von Quellen unterschiedlicher Qualitätsstufen und in der immensen Zahl elektronischer Bauelemente.

Der Markt für elektronische Bauelemente ist stark internationalisiert und nur schwer zu überschauen. Jedes Jahr kommen grob geschätzt 5000 neue Komponenten auf den Markt. Zusätzlich werden diverse Bauteile exklusiv für bestimmte Firmen produziert. Bei den integrierten Schaltkreisen werden diese ASICs (Application Specific Integrated Circuits) genannt und sind im freien Markt nicht enthalten, sodass deren Fertigungszahlen, Funktionsweisen und Datenblätter praktisch kaum erfasst werden können.

Schon innerhalb einer kleineren Elektronikfirma wird die Bauteilbibliothek, aus der die einzelnen Designer Bauelemente im CAD-Entwurf auswählen, einige tausend Kompo-

nenen umfassen. Es scheint also zunächst einmal unmöglich, alle Bauelemente mit ihren Inhaltsstoffen in einer Datenbank mit genügender Genauigkeit und Aktualität erfassen zu wollen. Demzufolge stellt sich die Frage, ob wirklich zu jedem einzelnen Bauelement eine genaue Stoffdefinition notwendig ist, um die Umweltaspekte der Elektronik hinreichend zu untersuchen.

Es gibt eine sehr große Anzahl generischer Bauelemente mit Standardgehäusen, die unabhängig von der intern realisierten Funktion und oft auch unabhängig vom konkreten Hersteller eine fast identische Stoffzusammensetzung besitzen. Die Schwierigkeiten liegen nun darin herauszufinden, wann und wie gut eine bekannte Stoffzusammensetzung auf ein ähnliches Bauteil anwendbar ist und die verwendeten Daten und Umrechnungen ordentlich zu dokumentieren.

In Abschnitt 2.2 wurde bereits darauf eingegangen, dass die Abschätzung von Baugruppen durch analytisch ermittelte Durchschnittswerte oft zu Problemen führen kann und für die Bewertung aktueller Produktentwicklungen nicht ausreicht. Die Auswertung einer Platine kann auf unterschiedlichen Daten zur exakten Beschreibung der Flachbaugruppe basieren und mit unterschiedlichen Vorgehensweisen zur Analyse kombiniert werden. Die Qualität der Stoffauswertung und der Bewertung hängt neben den vorhandenen Einträgen in der Bauelementedatenbank insbesondere von den zur Verfügung stehenden Baugruppeninformationen ab.

Mögliche Ausgangsdaten für die technische Beschreibung und korrekte Identifikation sind:

- elektronischer Schaltplan (Netzliste)
- elektronische Layoutdaten
- Stückliste
- Bezugsquellen der Bauelemente (Hersteller / Distributoren)
- Bestückungsplan
- Foto der Baugruppe
- Originalbaugruppe (zur zerstörungsfreien Prüfung)
- Originalbaugruppen (auch für zerstörende Analysen)
- Einzelelemente für chemische Analysen

Die Methoden zur Feststellung der Stoffzusammensetzung können prinzipiell wie folgt unterschieden werden:

- Anfrage beim Hersteller der eingesetzten Bauelemente
- Anfrage bei einem Hersteller baugleicher Bauelemente
- Suche nach Beispielen oder Durchschnittswerten in der Literatur
- Skalierung einer Stoffzusammensetzung für ähnlich aufgebaute Bauelemente unterschiedlichen Gewichts

- Berechnung von Materialanteilen aus Geometrie und Dichte
- zerstörungsfreie Analysen (u.a. Oberflächenproben zur Materialbestimmung)
- zerstörende Analysen (Zerlegung, Analyse und Wiegen oder Zermahlen und Analysieren; Schliffbilder zur Schichtdickenbestimmung)

Die Reihenfolge der Aufzählung entspricht allerdings nicht einer festen Rangfolge von Qualitätsstufen, sodass die vermeintliche Qualität der Stoffangaben zusätzlich dokumentiert werden muss.

Bei Firmenanfragen zur stofflichen und ökologischen Analyse von Produkten steht bisher die zerstörungsfreie Analyse anhand einer Originalbaugruppe und einer Stückliste im Vordergrund. Dabei stammen die meisten Bauteilzusammensetzungen von baugleichen oder zum Teil auch skalierten Bauelementdaten. In einigen Fällen wird auch auf geometrische Abschätzungen zurückgegriffen, wobei die Materialidentifikation eine kritische Rolle spielen kann. Beispielsweise ist die Erkennung schwarzer Kunststoffe und die Identifikation der Zuschlagstoffe in Kunststoffen weiterhin sehr lückenhaft.

Für die zerstörenden Analysen, bei denen Art und Menge der Metalle und Kunststoffe ermittelt werden sollen, werden je nach Verfahren mehrere Exemplare der Baugruppe oder bestimmter Bauelemente benötigt. Der Aufwand für die Analyse einer homogenisierten Stoffprobe richtet sich nach der Anzahl der Elementaranalysen, das heißt es muss meist vorgegeben werden, auf welche chemischen Elemente oder gegebenenfalls auch Verbindungen geprüft werden soll.

Für den beabsichtigten Eingriff in den Entwurf neuer Produkte kann natürlich noch keine Originalbaugruppe für chemische Analysen zur Verfügung stehen. Hier könnten ersatzweise das Vorgängerprodukt sowie ein möglichst aktuelles Produkt mit ähnlichen Elektronikkomponenten untersucht werden, um die Schwachstellen möglichst umfassend zu ermitteln.

In Zukunft muss für den praktischen Einsatz in der Industrie eine Integration oder zumindest eine enge Kopplung der Umweltbewertung an den CAD-Entwurfsablauf ermöglicht werden. Erste Versuche haben gezeigt, dass dies prinzipiell mit firmenspezifischen Bauelementdatenbanken möglich ist, wobei die Bezeichnungen der Bauelemente und deren Datenumfang auf die Firma angepasst werden müssen. Da Umweltbewertungen bisher nur punktuell eingesetzt werden, ist der Aufwand für Aufbau und Pflege solcher Datenbanken bisher noch zu hoch. Gleichzeitig kann keine Softwarelösung für alle Ebenen der Umweltbewertung im Produktentwurf gleichermaßen geeignet sein. Dies bedeutet, dass neben der Anbindung an den CAD-Entwurf ebenfalls eine Einbindung in die frühen Entwurfsphasen und in die Richtliniengestaltung in Firmen notwendig sein wird.

Die Ermittlung der Stoffzusammensetzung anhand einer vorläufigen Stückliste (virtuelles Produkt) macht ab der Floorplanning-Phase Sinn, wenn die Bauform der Bauelemente

und des Substrates weitgehend festgelegt sind. Je nachdem wie groß die Erfahrungen mit der eingesetzten Baugruppentechologie sind, werden viele Einzelabschätzungen zum Beispiel der Metallisierungsdicken oder der Leiterbahnflächen notwendig, welche teilweise auch in Rechenmodelle für den Grobentwurf (Technologieauswahl, Machbarkeits-, Kosten- und Größenabschätzung) eingehen.

Die Baugruppen der Beispiele in Abschnitt 4.5 sind solche virtuellen Baugruppen. In den folgenden Abschnitten werden einige der in diesen Baugruppen enthaltenen Elemente bezüglich Aufbau und Inhaltsstoffen exemplarisch beschrieben. Umfangreichere Angaben zu Aufbau und Inhaltsstoffen von IC-Gehäusevarianten und weiteren Komponenten befinden sich in Anhang E.

4.2.2 Überblick der Untersuchungsgegenstände

Die zentralen Untersuchungsgegenstände in dieser Arbeit sind bestückte Flachbaugruppen unter Einbeziehung der modernen IC-Montagetechniken, die gegenwärtig in vielen Varianten produziert werden. Es soll versucht werden, die Unterschiede in der stofflichen Zusammensetzung verschiedener IC-Gehäusevarianten herauszuarbeiten und darauf aufbauend komplette bestückte Flachbaugruppen zu vergleichen.

Aus der Kombination der schnellen technischen Entwicklung der IC-Herstellungstechnik und den Anforderungen der verschiedenen Baugruppentechnologien der letzten Jahrzehnte ergibt sich eine sehr große Vielfalt an Gehäuseformen für ICs (siehe bereits Abbildung 1.3 in der Einleitung). Durch den Drang zur Miniaturisierung bei gleichzeitiger Erhöhung der integrierten Funktionen, der Anschlusszahlen und der Leistungsdichte werden die Anforderungen an die Zuverlässigkeit der IC-Gehäuse immer höher.

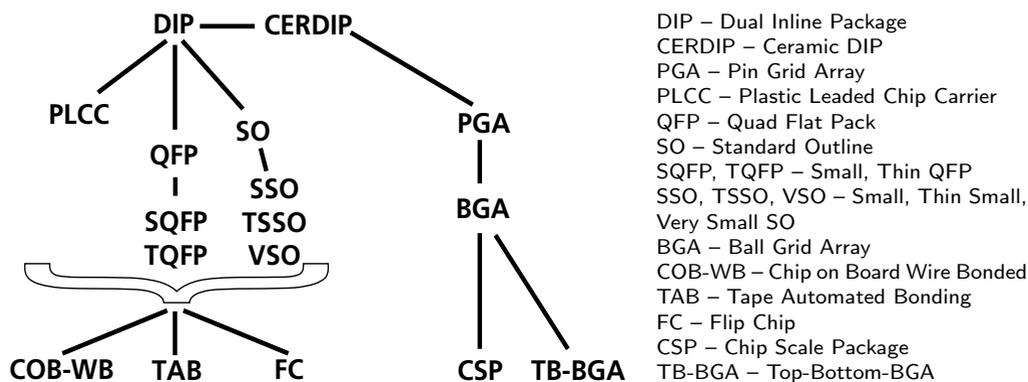


Abb. 4.1: Vereinfachter Stammbaum der IC-Gehäuse.

In Abbildung 4.1 sind die betrachteten IC-Gehäuse als Stammbaum dargestellt. Die hochintegrierten IC-Montageformen (COB-WB, TAB, FC, CSP) stammen gewissermaßen

ßen indirekt von den herkömmlichen Gehäusen ab, da die benötigten Techniken wie etwa Drahtbonden oder Flexverbindungen dort oder in anderen Anwendungen schon zum Einsatz kamen. Aufgrund der Ähnlichkeit der Anschlussform gelten CSPs häufig als Sonderformen der BGAs, auch wenn nicht alle der CSP-Varianten tatsächlich intern wie BGAs aufgebaut sind.

Das TB-BGA Package als Vertreter für ein keramisches Gehäuse zur 3D-Integration stellt derzeit ein Nischenprodukt dar, welches am Fraunhofer-Institut IZM für den Aufbau modularer Mikrosysteme entwickelt wurde.

Die Beschreibungen der genannten Package-Familien befinden sich in Anhang E. An dieser Stelle soll anhand der Beispiele FR4 und DIP-Gehäuse die Vorgehensweise für die Inhaltsstoffbestimmung für die Trendbildung verdeutlicht werden.

4.2.3 Beispiel: FR4 – Glasfaserverstärktes Epoxidharz

FR4 ist das bevorzugte Material für praktisch alle starren Mehrlagenaufbauten. In den letzten Jahren hat allerdings eine Diversifizierung stattgefunden, bei der ehemalige Nischenprodukte wie flexible Schaltungsträger, Hybrid-Keramik, Multilayer-Keramik und temperaturfestere Kunststoffe an Bedeutung gewinnen.

FR4 besteht aus geflochtenen Glasfasermatten, die mit flammhemmend ausgerüstetem Epoxidharz getränkt werden. FR4 hat eine blassgelbe Farbe, durch den Aufdruck von eingefärbten Lötstoppmasken erscheinen FR4-Leiterplatten jedoch meist dunkelgrün.

Im Folgenden werden die Hauptbestandteile von FR4-Leiterplatten – Kupferleiterbahnen, Harz und Glasfasern – näher erläutert. Der Aufbau eines FR4-Multilayers ist vereinfacht in Abbildung 4.2 dargestellt.

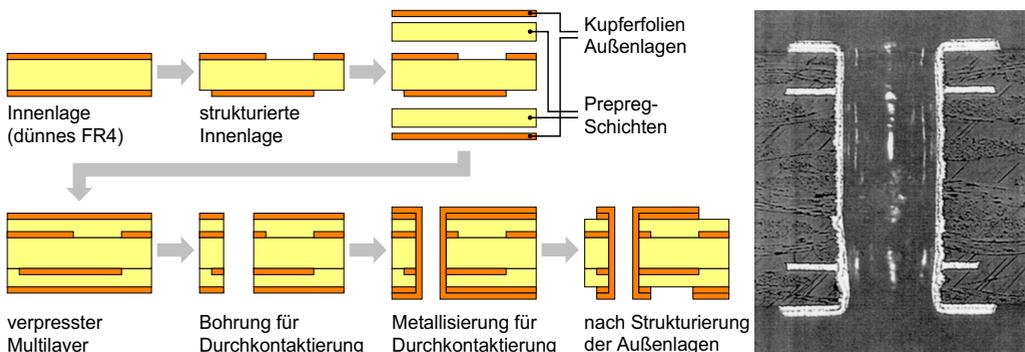


Abb. 4.2: Schichtaufbau FR4-Multilayer mit 4 Schichten, Schnittbild einer Durchkontaktierung eines realen Aufbaus.

Die Materialzusammensetzung kann am Besten aus den Schritten der Leiterplattenherstellung nachvollzogen werden. Dabei werden zunächst die Innenlagen mit beidseitiger Kupferbeschichtung erzeugt. Diese dünnen FR4-Aufbauten werden dann durch Isolationsschichten – den so genannten Prepregs aus Glasfasermatten und halbvernetztem Epoxidharz – getrennt gestapelt. Auf Ober- und Unterseite werden die Aussenlagen, wiederum durch Prepregschichten isoliert, hinzugefügt und der gesamte Aufbau wird unter Druck und Hitze verpresst. Die Prozessierung ist damit aber nicht abgeschlossen, da nun erst die Außenlagen strukturiert werden und die Durchkontaktierungen erzeugt werden müssen. Dies soll im Folgenden noch näher erläutert werden.

Die Metallisierungslagen werden zunächst immer ganzflächig als Folie auflaminiert. Die Folienstärken beim Laminieren sind 35 μm , 18 bzw. 17,5 μm , 12 μm und selten sogar 5 μm . Von diesen Folien wird ein Großteil durch eine Abfolge von Lithographie- und Ätzprozessen wieder entfernt, um die voneinander isolierten Leiterbahnen zu erhalten. Man spricht hier von Subtraktivtechnik. Additivtechniken, bei denen die Metallleiterbahnen nur dort erzeugt werden, wo sie später benötigt werden, sind zwar unter anderem aus ökologischen Gründen entwickelt worden, haben jedoch bisher keine große Marktbedeutung erlangen können.

Die Innenlagen sind dünne zweiseitig metallisierte FR4-Aufbauten, die bereits vor der Verpressung zum Multilayer strukturiert werden müssen. Die Außenlagen dagegen werden nach dem Verpressen der Innenlagen bei der Herstellung der Durchkontaktierungen noch galvanisch verstärkt, bevor die Strukturierung stattfindet.

Beispiel für Durchkontaktierungen in Metallresisttechnik [1]:

Ausgangspunkt ist das gebohrte Laminat mit Cu-Folien, das heißt flächig liegt eine Cu-Dicke von z.B. 18 μm vor (je nach gewählter Folie), während die Wände der Bohrlöcher noch unmetallisiert sind. Folgende Prozessschritte werden durchgeführt:

- Katalysieren (Keime): Palladium „im Nanometer-Bereich“
- 0,2–0,5 μm chemisch Cu (ganzflächige Metallisierung)
- 5 μm galvanisch Cu (Vorverstärkung)
- Photolack aufbringen und belichten/entwickeln
- ca. 25 μm galvanisch Cu (selektiver Aufbau bei Metallresisttechnik)
- Metallresist auf freie Metallflächen aufbringen, Photolack strippen
- auf freiliegenden Flächen 5,5 μm + Foliendicke ätzen
- ggf. Metallresist entfernen (SnPb kann bei Außenlagen meist bleiben)

Die Dicke der Metallisierung bei Durchkontaktierungen ist somit ungefähr die nominelle Foliendicke plus 30 μm . Die Bohrlochwände sind dementsprechend mit ca. 30 μm Cu metallisiert.

Die Bestimmung des Kupfergehaltes einer Leiterplatte ist demnach nicht nur von der Fläche der Leiterbahnen und den eingesetzten Folienstärken abhängig. Die tatsächlichen Kupferdicken der Außenlagen eines Mehrlagenaufbaus sind deutlich größer als allein die Foliendicken. Bei Innenlagen mit so genannten „Blind Vias“ sind auch die inneren Metallisierungen verstärkt.

Eine sinnvolle Abschätzung des Cu-Gehaltes einer Leiterplatte berücksichtigt neben der Lagenanzahl und der eingesetzten Foliendicken für Innen- und Außenlagen diese zusätzlichen galvanischen Verstärkungen durch die Herstellung der Durchkontaktierungen. Die eigentliche Metallisierung der Durchkontaktierungen kann demgegenüber meist vernachlässigt werden beziehungsweise als geschätzter Aufschlag in den Anteil der metallisierten Flächen je Lage eingehen.

Der Epoxidharzanteil von Elektronik und speziell von Leiterplatten ist wegen der eingesetzten Flammhemmer seit längerer Zeit kritisch diskutiert worden. Die eingesetzten bromhaltigen Verbindungen können im Brandfall zur Bildung von Dioxinen und Furanen führen. Auch im normalen Betrieb können Elektronikprodukte speziell bei höheren Betriebstemperaturen geringe Mengen an Dioxinen und Furanen freisetzen. Zur Senkung des Bromgehaltes wird in vielen Kunststoffen (und speziell in den IC-Gehäusen) Antimontrioxid Sb_2O_3 als Synergist eingesetzt, welches krebserzeugend ist.

Bei FR4 wird dem Epoxidharz zum Beispiel Tetrabrombisphenol A zugesetzt, resultierend in einem Bromgehalt von ca. 20–21 Gew.-% (Auskunft Dielektra nach [1]). Bei 43–44 Gew.-% Harz an der Leiterplatte ergibt das ca. 9 % Bromanteil an einer kaschierten FR4-Platine. In FR4 wird in der Regel kein Sb_2O_3 eingesetzt.

Analysen unkaschierter FR4-Basismaterialien ergaben zum Vergleich 7,99 Gew.-% Brom und 0,01 Gew.-% Antimon. Stöchiometrisch (nach dem Verhältnis der Molekulargewichte) umgerechnet entspricht dies 13,58 % TBBA und 0,012 % Sb_2O_3 (es könnte sich ggf. um andere Antimon-Verunreinigungen handeln). Bei einem Harzanteil von 44 % gegenüber ca. 56 % Glasfaseranteil im Substratmaterial ist das Epoxidharz bei FR4 also tatsächlich hochgradig bromiert, entsprechend einem TBBA-Anteil im Harz von über 30 %, und enthält lediglich ca. 0,03 % des kanzerogenen Sb_2O_3 .

Der Bromgehalt in Form von TBBA wird im Epoxidharz voll einpolymerisiert, während bei anderen Kunststoffen oder FR2 TBBA auch als Zuschlagstoff eingesetzt wird, der lediglich von der Polymermatrix umfasst wird. Eine Gefährdung geht somit eigentlich nur vom Störfall der unkontrollierten Verbrennung aus. In diesem Fall wird vermutlich durch eine katalytische Wirkung des Kupfers die Bildung von Dioxinen und Furanen begünstigt. Bei unvollständiger Polymerisierung können kürzerkettige Bestandteile allerdings auch bei niedrigeren Temperaturen freigesetzt werden. Als weiteren Bestandteil enthält das Epoxidharz geringe Mengen an Härter, darunter zum Beispiel Dicyandiamid oder Anhydrid.

Die Glasfasern in Leiterplatten stellen wie bereits erwähnt den größten Gewichtsanteil von FR4 und bestehen aus so genanntem E-Glas. Zusammen mit der ungefähren Zusammensetzung von E-Glas nach [39] ergibt sich die Materialabschätzung für FR4 in Tabelle 4.1.

	Bestandteile	%-Anteile in FR4
ca. 56 % Glasfasern	54,2 % SiO ₂	30,5 %
	17,3 % K ₂ O	9,7 %
	15,2 % Al ₂ O ₃	8,5 %
	8 % B ₂ O ₃	4,4 %
	4,7 % MgO	2,6 %
	0,6 % Na ₂ O	0,3 %
ca. 44 % Epoxidharz	69,11 % Epoxy (ohne FR)	ca. 30,4 % Epoxy (ohne FR)
	30,86 % TBBA	13,578 % TBBA (rechnerisch)
	ca. 0,03 % Sb ₂ O ₃	0,012 % Sb ₂ O ₃ (rechnerisch)
	Härter (→ 0 %)	

Tab. 4.1: Die stoffliche Zusammensetzung für ein typisches, unkaschiertes FR4-Material.

Zur Bestimmung der Leiterplattenbestandteile werden in dieser Arbeit die Volumen der FR4-Grundkörper abgeschätzt und mit den genannten Prozentsätzen in stoffliche Anteile umgerechnet. Hinzu kommen die Kupferanteile, welche aus der Lagenanzahl, der angenommenen Metallisierungsdicken von Außen- und Innenlagen und dem Flächenanteil pro Lage abgeschätzt werden.

4.2.4 Beispiel: Kunststoff-IC-Gehäuse

Als Beispiel wird auf die älteren DIP-Gehäuse (Dual Inline Package) eingegangen. Der prinzipielle Aufbau und die Inhaltsstoffe gelten auch für alle weiteren IC-Gehäuse, welche auf einem kunststoffumhüllten Leadframe aufbauen (lead bedeutet hier Anschluss oder Anschlussdraht).

Die Abfolge der Prozessschritte zur Herstellung von Kunststoffgehäusen wie DIP, SO, PLCC, QFP und deren Varianten ist in Abbildung 4.3 dargestellt.

Der Chip wird zunächst mit Leitkleber (meist silbergefülltes Epoxidharz) auf einer Kontaktfläche im Zentrum des Leadframes fixiert. Der Leitkleber stellt den so genannten Bulk-Kontakt an der Rückseite des ICs her, der bei CMOS-Bausteinen je nach Variante auf dem höchsten oder niedrigsten Spannungsniveau gehalten werden muss. Anschließend werden die Kontakt-Pads des Chips mit Bonddrähten auf die einzelnen Anschlüsse des Leadframes kontaktiert, wobei in der Massenfertigung das Ball-Wedge-Bonden mit

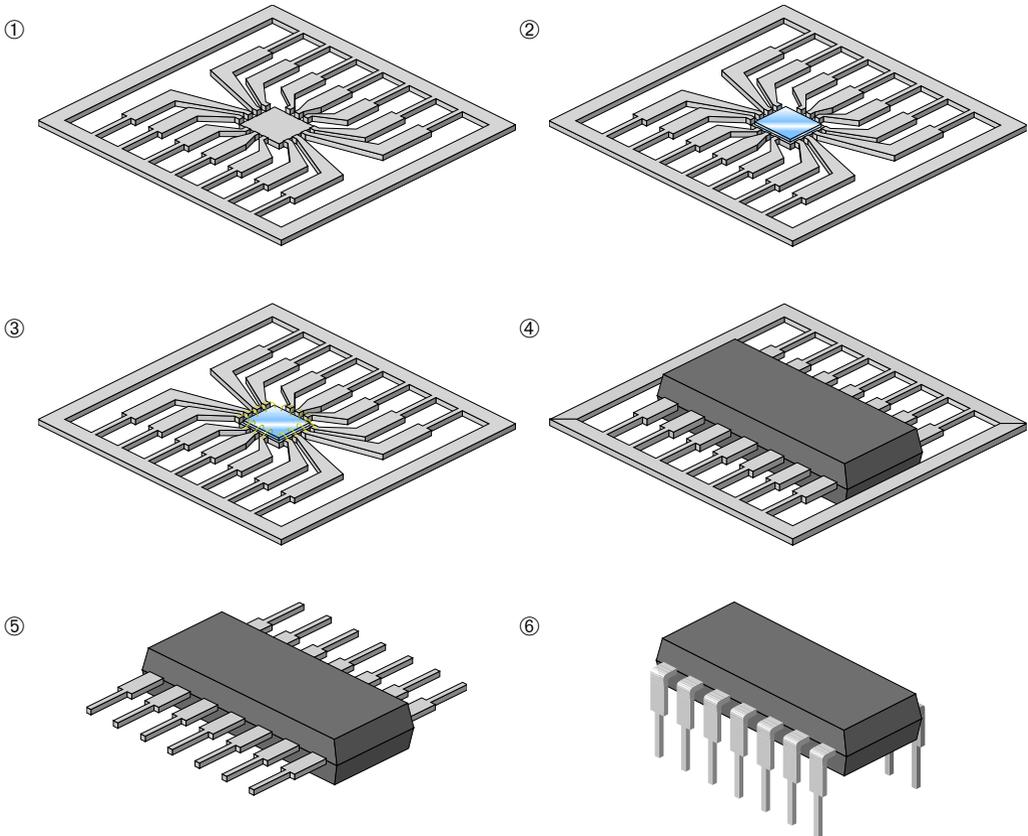


Abb. 4.3: Die Herstellung eines PDIP-Gehäuses ① Leadframe ② IC mit Leitkleber fixiert ③ mit Bonddrähten ④ Epoxy Overmould ⑤ Leadframe abtrennen ⑥ Anschlussbeinchen biegen und Vorverzinnen.

Golddrähten von ca. 25–30 μm überwiegt. Dann wird das IC mit den empfindlichen Bonddrähten mit einem Epoxid-Kunststoff durch Spritzguss umhüllt (Overmoulding). Auf die schwarze Epoxidharz-Verkapselung wird nach dem Aushärten und Tempern die IC-Bezeichnung entweder gedruckt oder mit Laser beschriftet.

Abschließend werden die Anschlussbeinchen auf die korrekte Länge gebracht, gebogen und mit einer Oberflächenmetallisierung versehen. Typische Vorverzinnungen sind eutektisches Blei-Zinn-Lot SnPb37, bleiarms Lot SnPb20 und seltener auch Reinverzinnung (mit geringen Zusätzen zur Erhöhung der Lagerfähigkeit und Lötbarkeit).

Die wesentlichen stofflichen Bestandteile eines PDIP-Bausteins sind in Abbildung 4.4 verdeutlicht.

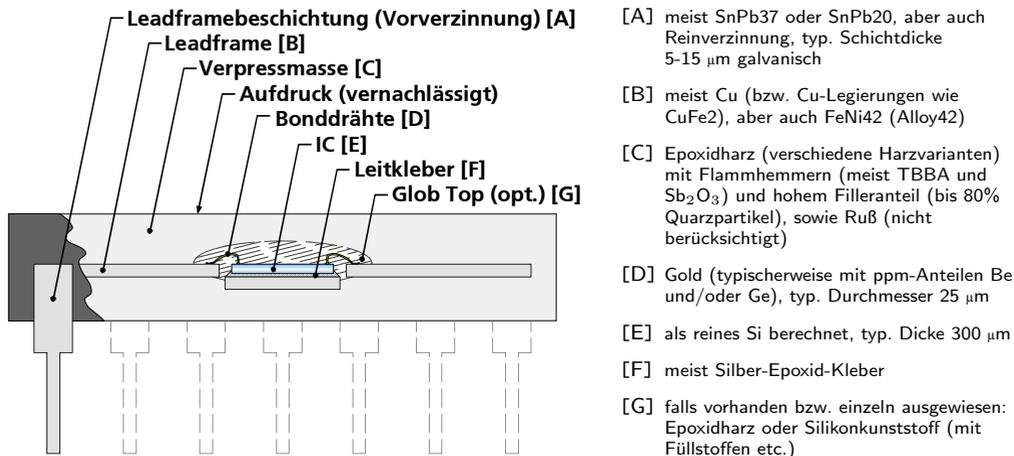


Abb. 4.4: Schnittbild DIP-Gehäuse und prinzipielle Inhaltsstoffe.

Aus ökologischer Sicht sind neben den Flammschutzmitteln insbesondere der Bleigehalt und die Materialzusammensetzung des Leadframes relevant. Zusätzlich sind unter energetischen Gesichtspunkten Gold und Silizium zu betrachten.

Annahmen und Vereinfachungen

Nach Angaben von Philips [72] werden für das IC-Packaging unter anderem folgende Epoxidharzmischungen verwendet:

Materialbezeichnung	Epoxy	Br	Sb	SiO_2 (Filler)
MP150SG (z.B. PLCC)	25,50 %	1,30 %	1,20 %	72 %
Sumitomo EME6210 (z.B. SO)	24,50 %	0,60 %	3,90 %	71 %
KMC184-8 (z.B. SSO)	15,90 %	1,10 %	3 %	80 %
Sumitomo EME7320 (z.B. LQFP)	16,90 %	0,60 %	2,50 %	80 %

In dieser Arbeit wurde zur Vereinheitlichung eine Epoxidharzmischung durchgehend angesetzt, welche aus dem Material Sumitomo EME6210 abgeleitet wurde. Durch stöchiometrische Umrechnung der Brom- und Antimonanteile und Rundung gelangt man zur verwendeten Abschätzung: 70 % Filler, 24,3 % Epoxy, 1,0 % TBBA und 4,7 % Sb_2O_3 .

Für das eigentliche IC wird in dieser Arbeit ausschließlich reines Silizium als Inhaltsstoff angesetzt. Eine Abschätzung der weiteren Inhaltsstoffe durch Dotierungen und die Metallisierungen befindet sich in Anhang D. Die Mengen an Arsen, Phosphor, Bor und Aluminium sind demnach für Umweltbetrachtungen als Inhaltsstoffe vernachlässigbar, auch wenn die Prozessierung dieser Stoffe bei der Halbleiterherstellung durchaus umweltrelevant ist.

Die angenommene Dicke von 300 μm stellt eine weitere Vereinfachung der ICs dar, die die Vergleichbarkeit der verschiedenen Schaltungsgenerationen erhöhen soll. In der Realität sind insbesondere die ICs der neueren Aufbautechniken und solche, die mit größeren Waferdurchmessern gefertigt werden, oft dicker (z.B. 500–600 μm für diverse CSP-Varianten). Eine genauere Aufstellung der typischen und der möglichen Dicken bei verschiedenen Technologien existiert allerdings bisher nicht.

Bei den Bonddrähten wird bei allen Beispielen mit Bonds ebenfalls einheitlich von einem Typ ausgegangen. 80 % der Bonds auf Leadframes werden TS-drahtgebondet mit Golddrähten von 20–30 μm im so genannten Ball-Wedge-Verfahren [83]. Lediglich die Bondlänge wird durch Variation der Bondloop-Geometrie dem jeweiligen Beispielgehäuse angepasst. Das Bonden mit Aluminium bzw. AlSi1-Bonddrähten wird in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Eine weitere notwendige Vereinfachung betrifft die Materialien der Leadframes. Es kommen je nach Packagety, Hersteller und teilweise je nach Bauelement insbesondere Cu-Legierungen (CuFe2, CuFe2P) oder Eisen-Nickel-Legierungen (speziell FeNi42, auch Alloy42 genannt) zum Einsatz. Seltener wird auch CuNi3 als Leadframematerial angegeben. Prinzipiell werden die Cu-Legierungen aufgrund der besseren Wärmeleitfähigkeit besonders bei Leistungshalbleitern eingesetzt, während FeNi-Legierungen wegen größerer mechanischer Stabilität verstärkt im Fine-Pitch-Bereich und bei dünnen Leadframes eingesetzt werden.

Ordnet man die Metalllegierung der Leadframes nach Herstellerangaben von IC-Gehäusen zu, so entsteht ein willkürliches Bild, da jeweils nur ein Beispielvertreter für die möglichen Gehäuse einer Familie genannt wird. Äußerlich exakt identische Gehäuse existieren beim gleichen Hersteller in verschiedenen Leadframe-Varianten und es gibt keine Angaben dazu, mit welcher Wahrscheinlichkeit oder wie häufig bestimmte Varianten in der Realität auftreten.

Da speziell in der Bewertung von Kupfer-Leadframes gegenüber Eisen-Nickel Unterschiede auftreten, werden in dieser Arbeit die IC-Leadframes als gemittelte Materialzusammensetzung nach folgender Zuordnung angenommen:

DIP, PLCC	Leadframedicken 0,25–0,3 mm \Rightarrow 80 % Cu zu 20 % FeNi,
SO, QFP	Leadframedicke 0,25 mm, Pitch \geq 1 mm \Rightarrow 60 % Cu zu 40 % FeNi,
SSO, SQFP	Leadframedicken 0,2–0,25 mm, Pitch \geq 0,6 mm \Rightarrow 40 % Cu zu 60 % FeNi und
TSSO, TQFP	Leadframedicken 0,1–0,2 mm, Pitch $<$ 0,6 mm \Rightarrow 20 % Cu zu 80 % FeNi.

Beispielangaben zu DIP20 aus verschiedenen Quellen

Noch 1997 waren nur wenige Angaben zu den Inhaltsstoffen von konkreten IC-Gehäusen zu finden. Aus den wenigen Beispieldaten mussten daher durch Skalierung mittels des Verhältnisses der Gesamtgewichte wie in Fall 1 Abschätzungen für andere Pin-Anzahlen der gleichen Package-Familie berechnet werden. Da die Inhaltsstoffe nicht tatsächlich proportional zum Gesamtgewicht skalieren, sind diese Schätzungen in Einzelfällen nicht immer realistisch.

Fall 1: DIP20 wird aus Angaben zu DIP40 aus [71] skaliert, Gesamtgewicht ca. 1340 mg, Body-Abmessung 6,4×26,6×3,2 mm			
Element	Material	Gewicht in mg	Bemerkung
Leadframe	FeNi42	ca. 279,0	„alternative Cu alloy leadframe“
	Sn plated	ca. 4,3	„either Sn or SnPb plated“
Active Device	doped Si	ca. 6,5	
Encapsulation		ca. 1050,2	(Summe)
	SiO ₂	< 72 %, ca. 756,1	Filler-Partikel
	Sb	< 4 %, ca. 42,0	entspricht 50,4 mg Sb ₂ O ₃
	Br	< 0,6 %, ca. 6,3	entspricht 10,7 mg TBBA
	OCN-epoxy polymer	ca. 233	nach Korrektur Sb ₂ O ₃ und TBBA

Mittlerweile sind Angaben zu mehr IC-Gehäusen veröffentlicht und beispielsweise auch über das Internet zugänglich. Allerdings enthalten diese Daten noch relativ häufig Auslassungen oder sogar Fehler, sodass in dieser Arbeit die Materialkomponenten der ICs zusätzlich geometrisch abgeschätzt werden.

Fall 2: DIP20 nach aktuellen Angaben im Internet [72], Gesamtgewicht 1273,43 mg, Body-Abmessung 6,3×26,7×3,2 mm			
Element	Material	Gewicht in mg	Bemerkung
Leadframe	CuFe2P	375	97,97 % Cu + 2 % Fe + 0,03 % P
	SnPb20 plated	10	
Active Device	doped Si	20	Standardwert in dieser Quelle
Bond Wires	Au	0,43	
Encapsulation		868	(Summe)
	Filler (SiO ₂)	71 %, ca. 616,3	
	Sb	3,9 %, ca. 33,9	entspricht 40,6 mg Sb ₂ O ₃
	Br	0,6 %, ca. 5,2	entspricht 8,9 mg TBBA
	Epoxy	ca. 202,2	nach Korrektur Sb ₂ O ₃ und TBBA

Fall 3: DIP20 geometrisch über Volumen und Dichten abgeschätzt, Gesamtgewicht ca. 1528 mg, Body-Abmessung 6,4×26,7×3,3 mm			
Element	Material	Gewicht in mg	Bemerkung
Leadframe		ca. 506	(Summe)
	Cu	ca. 405	im Mittel 80 % des Leadframes
	FeNi42	ca. 101	im Mittel 20 % des Leadframes
	SnPb37	28,1	
IC	Si	8,56	angenommene IC-Größe 3,5×3,5 mm
Bond Wires	Au	0,98	
Adhesive	Ag	0,81	
Encapsulation		983,15	(Summe)
	Filler (E-Glas)	70 %, ca. 688,21	E-Glas statt nur SiO ₂ angenommen
	Sb ₂ O ₃	4,7 %, ca. 46,21	
	TBBA	1,0 %, ca. 9,83	
	Epoxy	24,3 %, ca. 238,9	

Beim gezeigten Fall 2 können folgende Schwachpunkte vermutet werden:

- A. Der Silizium-Gehalt ist willkürlich festgelegt worden. Während für DIP18 11 mg und für DIP22 13,5 mg Silizium angegeben werden, scheint der Wert von 20 mg lediglich ein Platzhalter zu sein. Die Spanne des Siliziumgehaltes pro Gehäusedefinition wäre hier hilfreicher.
- B. Der Gehäusetyp ist nicht korrekt identifiziert. Der Vergleich der Gesamtgewichte in Fall 2 und Fall 3 legt den Schluss nahe, dass es sich bei Fall 2 um eine kurze DIP-Variante („Slim Outer Leads“) handelt, obwohl eindeutig auf eine Gehäusespezifikation mit voller Länge verwiesen wird.

Sofern verlässliche Materialangaben vorhanden waren, werden diese eingesetzt, um das Geometriemodell abzustimmen. Das Geometriemodell für DIP-Gehäuse hängt beispielsweise von den Parametern I/O-Count, On-Chip-Pitch oder Kantenlänge des ICs, Body-Breite, Body-Höhe, Leadframe-Dicke und dem Flächenanteil des Leadframes im Gehäuse ab. Zusätzlich gehen als feste Parameter pro Package-Familie der Anschlussabstand (hier 2,54 mm), die Geometrie der vorverzinnten Anschlüsse und Annahmen für Bondloop-Länge und Bondloop-Höhe ein.

Ähnliche Geometriemodelle mit jeweils angepassten Parametern wurden für die weiteren Gehäusefamilien aufgestellt und mit verfügbaren Inhaltsstoffangaben abgeglichen. Aufgrund der Vorgehensweise und der zuvor genannten Vereinfachungen sind dies hinreichende Abschätzungen für die folgenden Auswertungen.

4.3 Miniaturisierung auf IC-Ebene

Da die IC-Herstellung einen großen Anteil an der Umweltwirkung von Elektronik hat, soll einerseits der Trend durch neue Schaltungsgenerationen (z.B. Prozessortypen) und andererseits der Die-Shrink-Prozess bei exakt gleicher Funktion in verschiedenen Herstellungsprozessen untersucht werden. Aus Sicht der vereinfachten modularen Bewertung aufgrund der Produktinhaltsstoffe ist lediglich die resultierende Menge an Silizium für die Auswertung notwendig. Die genauere Zusammensetzung von ICs je nach Herstellungstechnologie ist aus dieser Sicht nicht relevant (siehe Anhang D). Durch die Verwendung der abstrakten IC-Vergleichseinheit pro cm^2 und Maskenebene kann der Gesamttrend inklusive der Herstellung jedoch auch ohne aufwändigere Auswertungen abgeschätzt werden.

Die Miniaturisierung der integrierten Schaltungen wird durch die minimale Strukturbreite der jeweiligen Herstellungstechnologie vorgegeben. Durch Fortschritte in der Belichtungstechnik, die genauere Beherrschung der Prozessierungstechniken und durch Verbesserungen der Design-Regeln können die Transistoren (und Kondensatoren bei Speicher-ICs) mit immer kleineren Dimensionen gefertigt werden.

Dadurch steigt die Flächendichte der Transistoren und die Signallaufzeiten werden durch geringere Leitungslängen verkürzt. Mit abnehmender Strukturbreite werden somit Schaltkreise mit immer mehr Transistoren und immer höheren Schaltfrequenzen möglich (Abbildung 4.5).

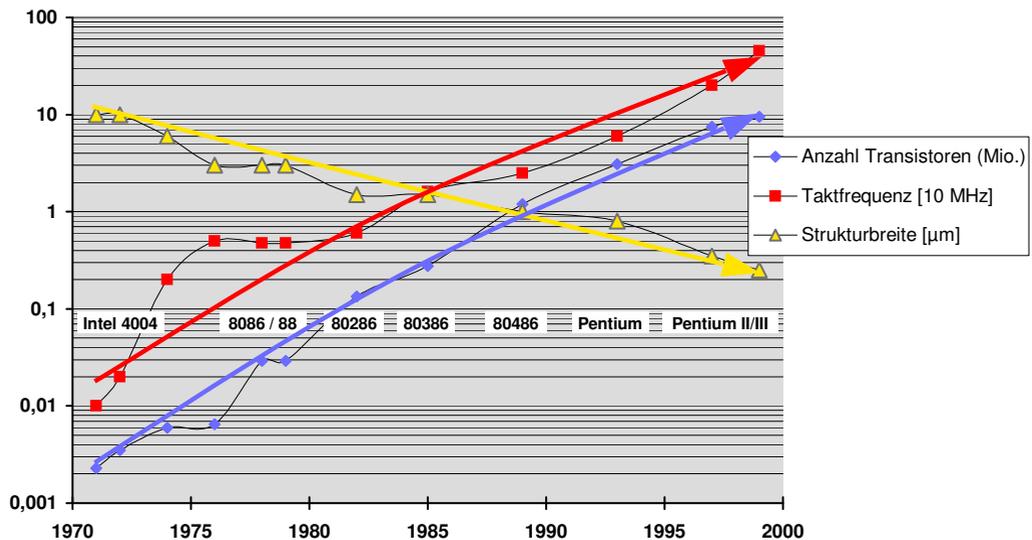


Abb. 4.5: Verlauf der IC-Integration am Beispiel Intel-Prozessoren (nach [49, 50, 51]).

Die Verringerung der Strukturbreiten kommt aber auch bereits existierenden Schaltungen zugute. Wird ein bereits eingeführtes und bewährtes IC-Design mit einer neuen, kleineren Herstellungstechnologie gefertigt, so sinkt (bei gleichbleibender Transistorenanzahl) die Fläche pro IC, und es können mehr ICs auf einem Wafer gefertigt werden. Produktionszahlen und Ausbeute steigen, die Herstellungspreise sinken demzufolge. Dieser Vorgang wird Die-Shrink genannt. Parallel können die Taktfrequenzen meist gesteigert werden, während durch eine Absenkung der Versorgungsspannung zumindest bei Prozessoren der Leistungsverbrauch üblicherweise sogar sinkt.

Wenn man längerfristige Wechsel der Herstellungstechnologie zunächst außen vor lässt und die Umweltauswirkungen der IC-Herstellung durch die bereits genannte ökologische Vergleichseinheit annähert (proportional zu aktiver Fläche und der Anzahl der Maskenebenen), so kann man aus dem Die-Shrink und der reduzierten Fläche direkt in eine relative Umweltentlastung umrechnen (Abbildung 4.6).

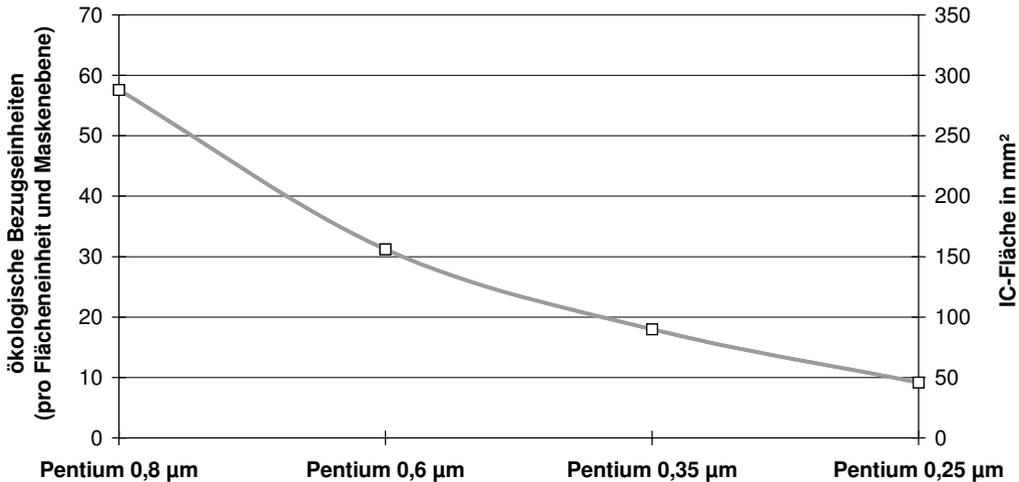


Abb. 4.6: Die-Shrink am Beispiel der ersten Pentium-Generationen (jeweils gleiches Design mit 20 Maskenebenen angenommen).

Der Umwelteinfluss für die Produktion eines Pentium-Prozessors sinkt demnach mit jedem Die-Shrink auf ca. 50 % des Vorgängers. Die Reinraumtechnologie wird zwar gleichzeitig komplexer, aber sicher nicht in dieser Größenordnung. Vergleichende Untersuchungen mit einheitlichen Bilanzkriterien gibt es bisher zu dieser Fragestellung nicht.

Je nach eingesetzter Reinraumtechnologie kann die ökologische Bezugseinheit beispielsweise ca. $E_H \approx 3,8$ MJ Primärenergie und 1,926 kg Wasserverbrauch in der Herstellung entsprechen (siehe Abschnitt 3.4). Daraus ergibt sich ein Energieverbrauch für die IC-Herstellung von bis zu 218 MJ pro Prozessor (Pentium in 0,8 µm-Technologie).

In Tabelle 4.2 sind die Eckdaten zur Prozessorentwicklung zusammengetragen. Die Angaben der Maskenanzahlen stammen allerdings von den jeweils zeitgleichen Speichergenerationen, deren Entwicklung zum Vergleich ebenfalls angegeben ist.

Mikroprozessor	1978	1982	1985	1989	1993	1994	1995	1997	1999	2001	2004	2007	2010
Prozessorgeneration	8086	286	386	486	P60	P100	P133	P II	P III				
Transistoren (Mio.)	0,029	0,134	0,275	1,2	3,1	3,2	3,3	7,5	9,5	50	100	250	500
Strukturgröße (μm)	3	1,5	1,5	1	0,8	0,6	0,35	0,35	0,25	0,18	0,13	0,10	0,07
Chipfläche (mm^2)	15	47	91	165	288	156	90	203	166 [⊕]	360	430	520	620
Maskenebenen	6 [⊕]	7 [⊕]	8 [⊕]	17 [⊕]	20 [⊕]	20 [⊕]	20 [⊕]	24 [⊕]	25 [⊕]				

DRAM	1976	1979	1982	1985	1987	1989	1992	1995	1998	2001	2004	2007	2010
Speichergeneration (Bit)	4k	16k	64k	256k	1M	4M	16M	64M	256M	1G	4G	16G	64G
Strukturgröße (μm)	6	4	2	1,5	1,2	0,8	0,6	0,35	0,25	0,18	0,13	0,1	0,07
Chipfläche (mm^2)	24	20	30	45	54	91	142	190	280	420	640	960	1400
Maskenebenen	5 [⊕]	6	7	8	15	17	20	24	25 [⊕]				

Tab. 4.2: Entwicklung der Prozessorgenerationen ([⊕] kennzeichnet Schätzungen) [49, 70, 73, 85, 104].

Die Angaben ab 2001 entstammen Roadmaps der IC-Entwicklung, die jeweils die maximalen bzw. minimalen Werte für die Zeiträume wiedergeben. Der Sprung zu 50 Millionen Transistoren pro CPU bereits in 2001 scheint nur auf den ersten Blick extrem, denn bereits der seit Beginn 2000 verfügbare Pentium III mit integriertem Cache besitzt 28 Mio. Transistoren in 0,18 μm -Technologie.

Wertet man die Entwicklung der Prozesstechnik über die IC-Fläche und die Anzahl der Maskenebenen aus, erhält man einen Anhaltspunkt für die Zunahme der Chip-Komplexität und der Umweltwirkungen pro Prozessorgeneration. Die jeweiligen State-of-the-Art Prozessoren, aber auch Speicherbausteine und hochkomplexen ASICs, folgen dem in Abbildung 4.7 dargestellten Trend.

Die eingezeichnete Trendlinie bedeutet eine Verdoppelung des Herstellungsaufwandes alle 4 Jahre. Als Verbrauchsdaten für 1 cm^2 und eine Maskenebene kann dabei näherungsweise wieder die Bilanz eines industriellen Reinraumes mit 0,35 μm -Prozess von 1996 angesetzt werden (siehe [38] und Abschnitt 3.4).

Dies berücksichtigt nicht die Fortschritte der Prozesstechnik mit eventuell negativen Auswirkungen durch neue Chemikalien und kompliziertere Prozesse und von positiven Auswirkungen durch Effizienzsteigerungen. Durch die Berechnungsart gehen nur die Fläche und die angenommene Anzahl der Maskenebenen in die ökologische Abschätzung ein. Die Flächenzunahme neuer Prozessoren ist dabei wesentlich signifikanter als die Zunahme der Maskenanzahlen.

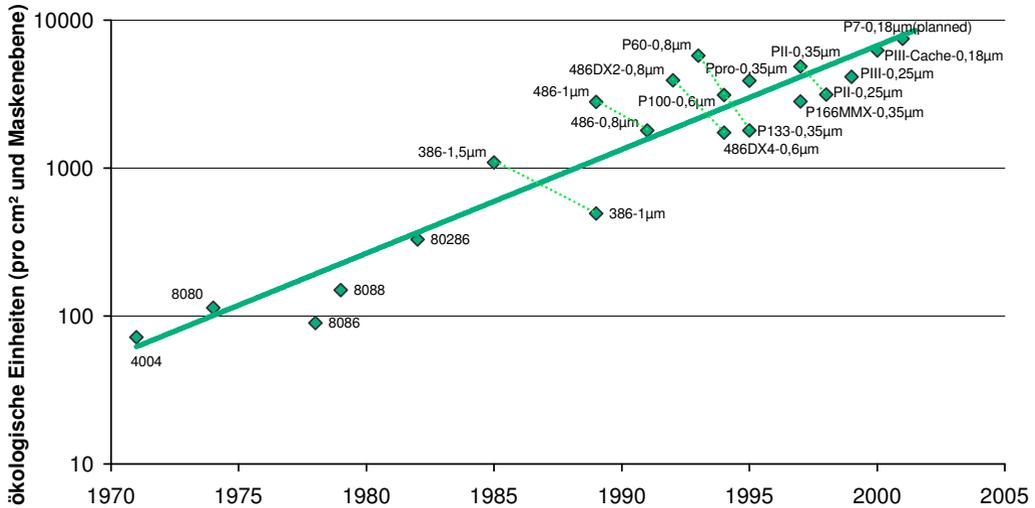


Abb. 4.7: Komplexitätszunahme der ICs am Beispiel Intel-Prozessoren. Aufgetragen ist die Anzahl der IC-Prozesseinheiten (pro cm^2 und Maskenebene) für die Herstellung der verschiedenen Generationen.

Vereinfacht ergibt der Technologiefortschritt der Halbleiterfertigung zusammen mit den Effekten des Die-Shrinks den in Abbildung 4.8 dargestellten Gesamttrend.

Die tatsächliche Entwicklung der Umweltrelevanz von ICs verläuft demnach in einer Sägezahnkurve. Die Form der Kurve ergibt sich wie beschrieben aus den Effekten des Die-Shrink und der Gesamtzunahme der Chipkomplexität. Das Beispiel basiert auf Angaben und Annahmen für PC-Prozessoren (aufgrund der verfügbaren Daten) und sollte daher nicht ohne Prüfung auf beliebige andere Schaltungen übertragen werden.

Da der Zeitversatz für den Einsatz neuer Technologien in den verschiedenen Sparten (ASIC, Prozessoren, Speicher) geringer geworden ist (siehe zum Beispiel in [13]), gilt prinzipiell der Die-Shrink-Effekt jeweils analog. Die Komplexitätszunahme speziell bei Speicherbausteinen ist allerdings derart rasant, dass ein Die-Shrink praktisch kaum stattfindet. In diesem Fall verläuft der Trend demzufolge stetig aufwärts. Dies gilt praktisch auch für besonders komplexe ASICs und die jeweiligen State-of-the-Art-Prozessoren.

Durchschnittliche, weniger komplexe Schaltungen folgen diesem Trend langsamer. Sie machen den Hauptanteil der IC-Stückzahlen aus, was sich beispielsweise an der Prognose von noch immer ca. 55 % SO-Einheiten (inklusive SSO, TSSO, VSO, etc.) in 2002 festmachen lässt (siehe Abschnitt 4.6). Für diesen nach Stückzahlen überwiegenden Bereich mit bis zu maximal 56 Anschlüssen kann die Flächenverkleinerung durch geringere Strukturbreiten eine Zunahme der Transistorenzahlen pro IC eventuell sogar ausgleichen. Andererseits werden diese ICs aufgrund der geringeren Anforderungen nie mit den

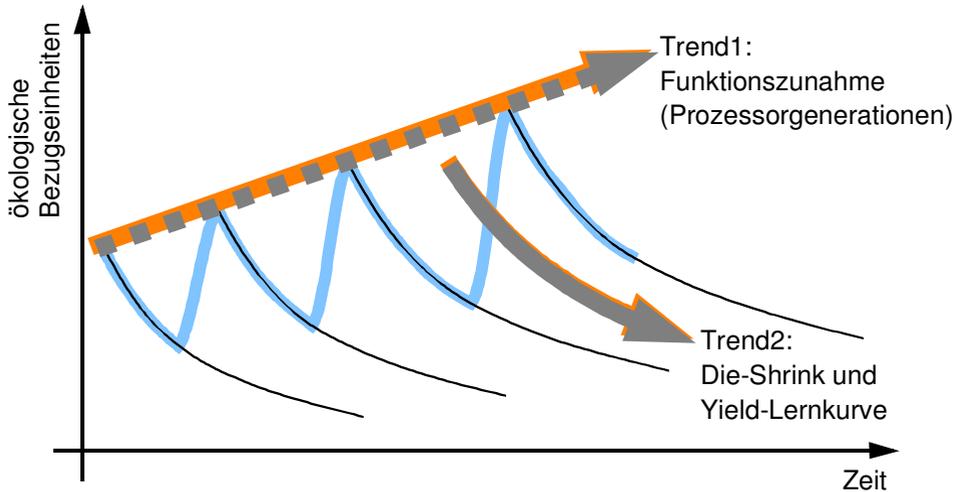


Abb. 4.8: Die Haupttrends der IC-Entwicklung auf einer ökologischen Skala.

minimal möglichen Strukturen gefertigt, sondern zur Erhöhung der Auslastung auf den älteren Anlagen produziert.

Für die Untersuchung der fehlenden Trends – die zeitliche Fortschreibung der Verbrauchsdaten der IC-Herstellungsprozesse und die Ermittlung der IC-Komplexitätszunahme für andere Anwendungsfelder als Prozessoren – werden wesentlich mehr technische Detaildaten benötigt. Die Untersuchung der Prozessoren gibt zumindest eine Einschätzung der Obergrenze der IC-Komplexitätszunahme wieder und die Annahme einer festen IC-Prozesseinheit mit der Bezugseinheit „pro cm^2 und Maskenebene“ ist für abschätzende Umweltbetrachtungen hier sinnvoll einsetzbar.

4.4 Miniaturisierung auf IC-Packaging-Ebene

Verschiedenartige ICs sind wie bereits diskutiert meist nur bedingt vergleichbar. Um die Effekte der Miniaturisierung der IC-Gehäuse vom zuvor untersuchten Trend der Strukturverkleinerung auf den ICs getrennt untersuchen zu können, werden in diesem Abschnitt IC-Gehäuse mit identischem Siliziumgehalt gegenübergestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit wird die Dicke der ICs einheitlich auf $300\ \mu\text{m}$ festgelegt, sodass die Siliziumfläche trotz unterschiedlicher Pin-Anzahlen jeweils identisch ist.

Die Beispiele des folgenden Vergleichs enthalten somit $6,4\ \text{mm} \cdot 6,4\ \text{mm} = 40,96\ \text{mm}^2$ oder $28,62\ \text{mg}$ Silizium (die Abmessungen ergeben sich beispielsweise für ein IC mit 120 Anschlüssen bei einem On-Chip-Pitch von $200\ \mu\text{m}$).

Es wurde folgende IC-Abfolge für diesen Vergleich zusammengestellt:

- CERDIP 28 (mit Leadframe, Body ca. $37 \times 13,4$ mm, Schätzung)
- (P)DIP 40 (Pitch 2,54 mm, Body ca. $52 \times 13,9$ mm)
- SDIP 42 (Pitch 1,78 mm, Body ca. $38,4 \times 13,9$ mm)
- PLCC 44 (Pitch 1,27 mm, Body ca. $16,6 \times 16,6$ mm)
- QFP 64 (Pitch 1,0 mm, Body ca. 20×14 mm)
- SOJ 42 (Pitch 1,27 mm, Body ca. $27,3 \times 10,2$ mm)
- LQFP 100 (Pitch 0,4 mm, Body ca. 12×12 mm)
- BGA 120 (Pitch 1,0 mm, ca. 13×13 mm)
- COB-WB 120 (Pitch 0,2 mm, mit Glob Top ca. 13×13 mm)
- CSP 120 (Pitch 0,5 mm, ca. 7×7 mm, Variante nach Oki/Casio [64])
- Flip Chip 120 (Pitch 0,2 mm, mit Ni/Au-UBM und Underfiller ca. $6,6 \times 6,6$ mm)

Der SOJ-Baustein wurde als Vertreter der SO-Familie ausgewählt, da die Gehäusebreiten der SO- und SSO-Packages zu gering für ein 6,4 mm breites IC sind. Als Vertreter des Fine-Pitch-Bereichs wurde das LQFP100 mit einem Pitch von 0,4 mm nach Angaben von Philips verwendet und geometrisch modelliert [72]. Weiter verbreitete SMT-Gehäuse mit einem Pitch von 0,5 bis 0,8 mm unterscheiden sich nicht im grundsätzlichen Aufbau und können durch die verschiedenen SMT-Varianten abgeschätzt werden.

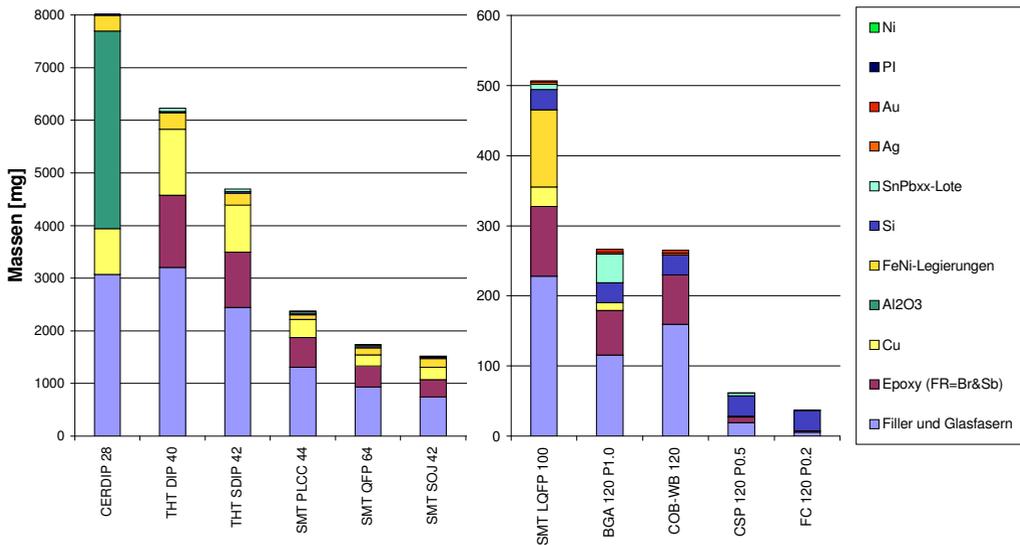


Abb. 4.9: Stoffliche Zusammensetzung der betrachteten Packages.

Die Varianten der hochintegrierten IC-Gehäuse beziehen sich jeweils auf die in Anhang E beschriebenen Varianten. Insbesondere ist das BGA intern mit FR4-Interposer und Gold-Bonddrähten aufgebaut, während das CSP eine dünne Umverdrahtung aus Polyimid und Kupfer aufweist.

Die Flip-Chip-Variante verwendet Ni/Au-UBM-Metallisierung mit 7 µm Nickel und 100 nm Flash-Gold. Durch den extrem kleinen Pitch von nur 0,2 mm handelt es sich nicht um einen typischen Flip-Chip-Aufbau für den Einsatz auf FR4. Mit einem typischeren Pitch von ca. 0,35 mm und entsprechend größeren SnPb37-Balls wären lediglich 72 periphere Kontakte auf der festgelegten Chipgröße realisierbar. Mit größeren Lotballs steigt der Anteil des Lotes, der UBM-Metallisierung und des Underfillers geringfügig, ohne jedoch die Gesamtaussage dieses Vergleichs zu verändern.

Abbildung 4.10 zeigt die Einstufung der Gehäusevarianten nach dem TPI-Modell. Demnach stellen die Flammhemmer des Epoxidharzes und der Nickelgehalt der Leadframes die umweltrelevantesten Komponenten dar. Zu einem kleineren Anteil ist die Vorverzinnung und das Kupfer der Leadframes bewertet. Durch die Berücksichtigung des Glob Top enthält ein drahtgebondeter IC-Aufbau noch relativ viel Epoxidharz und Flammhemmer, während CSP und Flip Chip mit wesentlich weniger Material auskommen.

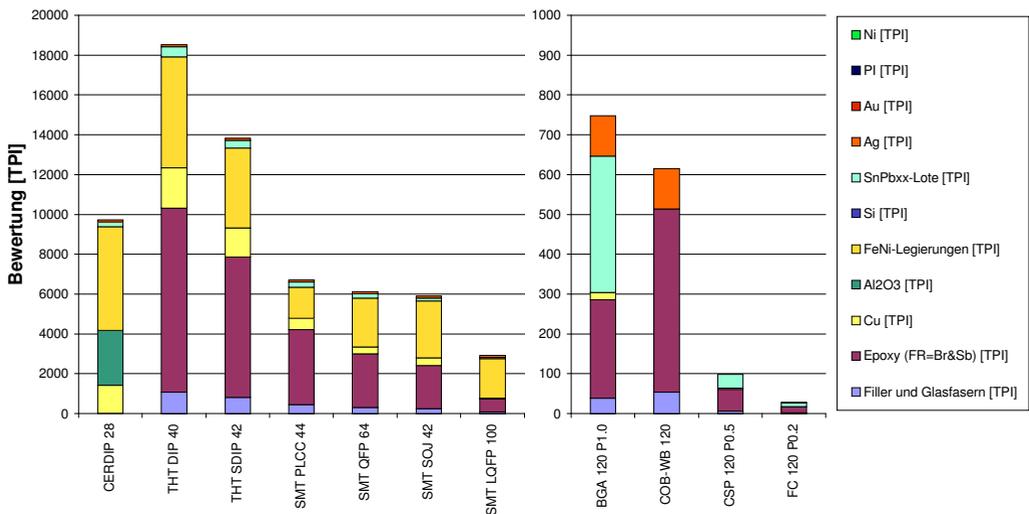


Abb. 4.10: Vergleich der Gehäusevarianten mit dem Schadstoffpotential TPI.

Der Trend zeigt, dass trotz der Erhöhung der Anschlusszahlen bei den moderneren IC-Varianten die stoffliche Relevanz durch die Stoffreduktion abnimmt. Die durch komplexere Prozesse hergestellten Metallschichten, wie die Ni/Au-UBM des Flip Chip oder die Umverdrahtung des CSP, sind bei grober stofflicher Betrachtung praktisch noch vernachlässigbar. Die Umweltrelevanz des Bleigehaltes ist in diesem Vergleich relativ gering,

da es sich lediglich um die Vorverzinnung handelt. Nur bei den großen Lotballs des BGA-Gehäuses tritt das Blei in den Vordergrund.

Die Energieauswertung in Abbildung 4.11 ist dagegen von Gold und Silizium bestimmt. Der Siliziumgehalt ist dabei wie beschrieben für alle Gehäusevarianten gleich gewählt. Der Goldanteil wird durch die unterschiedlichen Anschlusszahlen und unterschiedlich angenommene Bondgeometrien abgeschätzt. Die hochintegrierten Gehäuseformen mit Bonddrähten (BGA und COB-WB) schneiden aufgrund der höheren Anschlusszahlen schlechter ab, während die gewählten CSP- und Flip-Chip-Varianten nur so wenig Gold enthalten, dass es selbst bei der Energiebetrachtung kaum ins Gewicht fällt.

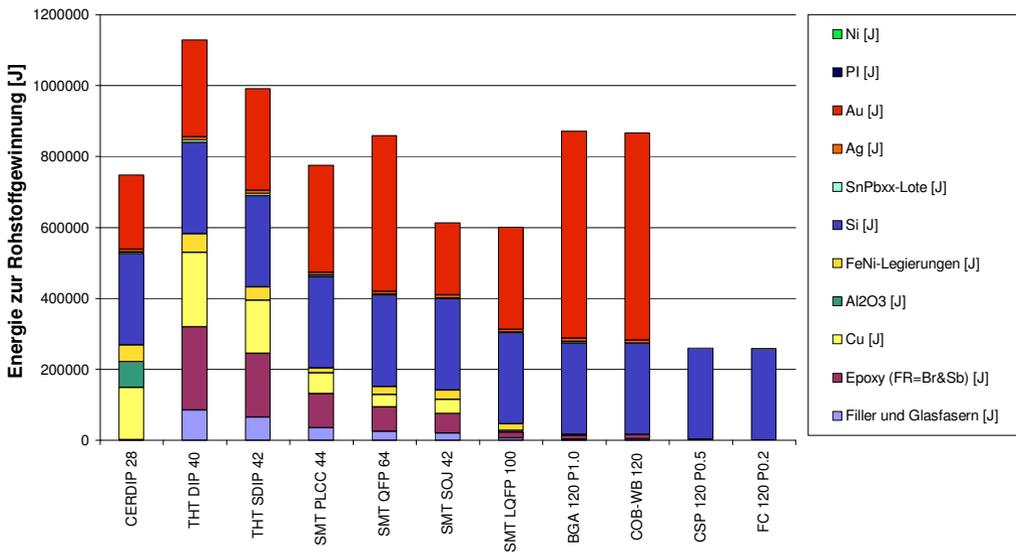


Abb. 4.11: Vergleich der Gehäusevarianten nach Rohmaterialenergie E_{RM} .

Es zeigt sich, dass das BGA mit IC, Bonddrähten, FR4-Interposer und Encapsulation unter dem Gesichtspunkt der Rohstoffenergie fast identisch zum Chip on Board mit Glob Top ausfällt. Das CSP mit Kupfer-Umverdrahtung und extrem dünner Epoxidumhüllung ist hingegen sehr ähnlich zum Flip Chip Aufbau, der in Form des Underfiller ebenfalls geringe Mengen Epoxidharz einsetzt.

Andere Möglichkeiten der internen Realisierung von BGA und CSP-Aufbauten – also beispielsweise Flip Chip-Kontaktierung auf FR4-Interposer im BGA und Drahtbonden auf eine Folienzwischenschicht im CSP – führen an dieser Stelle im Extremfall zu entgegengesetzten Aussagen. Bei Energiebetrachtungen ist der innere Aufbau für hochintegrierte Varianten dementsprechend genau zu ermitteln und zu unterscheiden.

Abbildung 4.12 zeigt die Ergebnisse und die angesetzten Vertreter der jeweiligen Gehäusefamilie auf einer vereinfachten Packaging-Roadmap. Die Angaben hinter den Familienbezeichnungen geben die Pin-Anzahl und sofern zur Identifikation notwendig auch den Pitch auf Leiterplattenseite in Millimeter an.

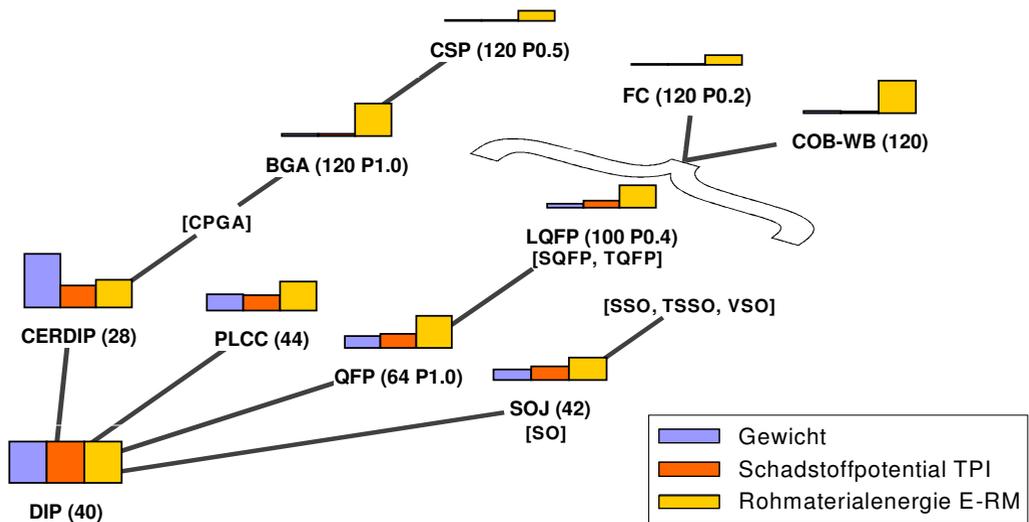


Abb. 4.12: Ökologische Roadmap 1: Gewicht, TPI und Energie E_{RM} bei gleichem Siliziumgehalt (ca. 28 mg Si, Balken normiert auf DIP).

Es wird bei diesem Vergleich implizit angenommen, dass modernere IC-Gehäuse bei gleichem Siliziumgehalt mehr Anschlüsse aufweisen und dass demzufolge die IC-Komplexität zunimmt und die Strukturbreiten abnehmen. Der Herstellungsaufwand für die ICs wird dennoch weitgehend gleich bleiben, da die aktive Siliziumfläche in diesem Vergleich konstant ist und sich die ICs nur gering in der Anzahl der Maskenebenen unterscheiden würden.

Wie zuvor bereits erläutert wurde, nimmt der Siliziumgehalt bei höher integrierten Gehäuseformen in der Realität jedoch zu beziehungsweise diese werden ja erst bei hochpoligen ICs mit größerer Komplexität benötigt. Wählt man für die jeweilige Package-Familie jeweils einen typischen Vertreter, so erhält man die Abfolge in Abbildung 4.13. Die höher integrierten Varianten haben hier gemäß ihren typischen Einsatzgebieten höhere Pinzahlen und trotz verkleinerter Halbleiterstrukturen größere Siliziumflächen. Die Auswahl der typischen Vertreter gestaltet sich dabei recht schwierig, sodass dies nur eine sehr grobe Abschätzung sein kann.

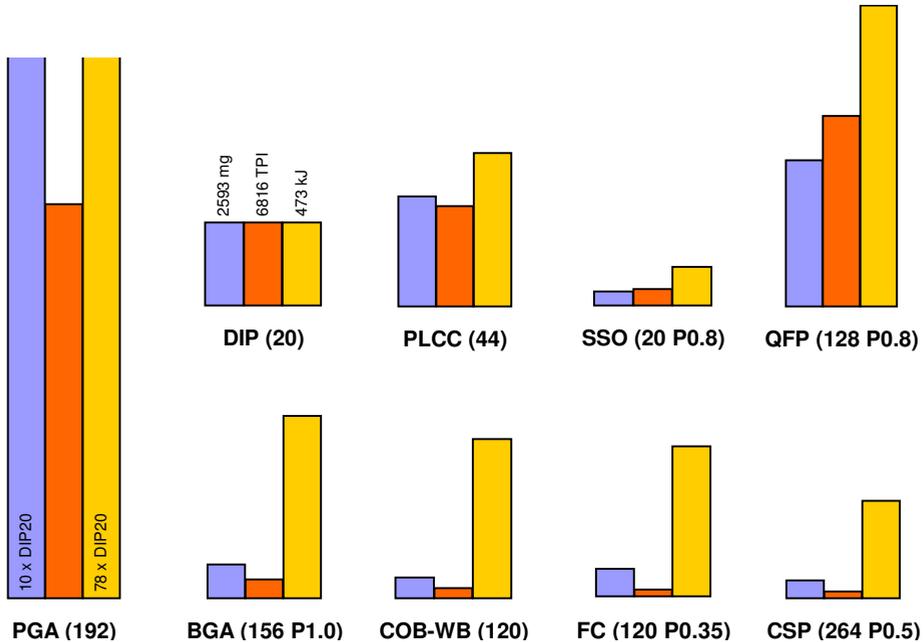


Abb. 4.13: Ökologische Roadmap 2: Gewicht, TPI und Energie E_{RM} für jeweils „typische“ Vertreter der Package-Familien, inklusive anteiliger Leiterplatte und Lot (Balken normiert auf DIP).

Trotz der im Vergleich größeren ICs bei den moderneren Gehäusen fallen die Trends des Gewichts und des Schadstoffpotentials praktisch identisch zu Abbildung 4.12 ab. Lediglich die Energiebewertung zeigt die Auswirkungen des größeren Gehalts an Silizium und Edelmetallen. Bei dieser Auswertung wurden typische Leiterplattenfläche und Lot zu jedem Gehäusotyp hinzugenommen. Es zeigte sich jedoch, dass sich die Einstufungen relativ zueinander kaum ändern, da lediglich die älteren Technologien durch großen Flächenbedarf und große Lotmengen speziell bei der Durchsteckmontage (PGA und DIP) noch etwas schlechter gestellt werden.

4.5 Technologiegenerationen auf Baugruppenebene

In diesem Abschnitt wird ein komplexerer Umweltvergleich verschiedener Aufbau- und Verbindungstechniken auf der Baugruppenebene aufgestellt. Zur Anwendung kommen die Material-Screening-Methode TPI und die Abschätzungen des Energiebedarfs der Rohmaterialien.

Die Vergleichsbaugruppen bestehen jeweils aus einer FR4-Leiterplatte, Lot und 94 Bauelementen, deren Größe der jeweiligen Aufbautechnik angepasst wird. Als Nebenbedingung wird zur Entkopplung vom unter 4.3 untersuchten Trend der IC-Miniaturisierung die IC-Technologie wieder gleich angenommen, das heißt die Menge an aktivem Silizium ist in allen Varianten gleich. Die Miniaturisierung wird entgegen einem realen Produktrend also nur durch die IC-Gehäuse- und Flachbaugruppenentwicklung bestimmt.

4.5.1 Überblick der betrachteten Technologiestufen

Zum Vergleich unterschiedlicher Entwicklungsstufen und zukünftiger Entwicklungen der Aufbau- und Verbindungstechnik müssen geeignete Vergleichseinheiten gebildet werden. Mit diesen kann man dann die Platinenfläche, die Inhaltsstoffe und deren Bewertungsparameter abschätzen und vergleichen. In diesem Fall wird ein virtuelles Produkt definiert, welches über eine der Technologie entsprechende Stückliste zusammengestellt wird.

Die hier unterschiedenen Technologiestufen sind:

- L1: Durchsteckmontage (Through Hole Technology, THT),
Beispiele sind DIP (Dual Inline Package), PGA (Pin Grid Array), bedrahtete passive Komponenten,
- L2: Oberflächenmontage (standard Surface Mount Technology, SMT),
Beispiele SO (Standard Outline), SOJ (Standard Outline J-leaded), PLCC (Plastic Leaded Chip Carrier), QFP (Quad Flat Pack), und passive SMD Komponenten, z.B. in der SMD-Größe 1206 (3,2×1,6 mm),
- L3: Fine Pitch SMT,
Beispiele SSOP (Small Outline Package), TQFP (Thin Quad Flat Pack), BGA (Ball Grid Array), zusammen mit passiven Komponenten der Größe 0603 und kleiner,
- L4: Chip Scale Packages (CSP) und ungehäuste ICs,
z.B. COB-WB (Chip on Board, Wire Bonded), TAB (Tape Automated Bonding), FC (Flip Chip),
- L5: Multichip und/oder 3D-Gehäusekonzepte,
hierunter fallen alle Subträger zur Montage mehrerer ICs und ggf. auch passiver Komponenten. Als Beispiel werden die aktiven Schaltungsteile im keramischen Top-Bottom-BGA (TB-BGA, siehe Anhang E.5) realisiert.

Die meisten industriellen Produkte verwenden derzeit einen Mix der Stufen 1 und 2, mit einem stark abnehmenden Anteil der THT-Bauelemente. Bei hochwertigen, komplexen Produkten oder Einsatzbereichen mit höheren Frequenz kommen erst die höheren Stufen zum Einsatz. Moderne Prozessormodule setzen zum Beispiel mittlerweile bereits die Flip-Chip-Technik in Massenprodukten ein. Es ist für die unterschiedlichsten Anwendungsgebiete interessant, diesen Miniaturisierungstrend zu verfolgen, da höhere Integration und höhere Taktraten in fast allen Bereichen zunehmen.

4.5.2 Beschreibung der Vergleichseinheit

Die Vergleichseinheit in dieser Analyse ist eine Mikrocontrollerkonfiguration wie sie zum Beispiel für ein portables Messsystem eingesetzt werden könnte. Es wird hier nur die bestückte Leiterplatte untersucht. Für ein komplettes Gerät werden diverse weitere Komponenten benötigt, wie z.B. eine Tastatur, ein Display, externe Sensoren, weitere Steckverbinder und Kabel, ein Gehäuse und ggf. Batterien oder Akkus.

Die Bauelemente der Vergleichsleiterplatte sind in Abbildung 4.14 und Tabelle 4.3 dargestellt.

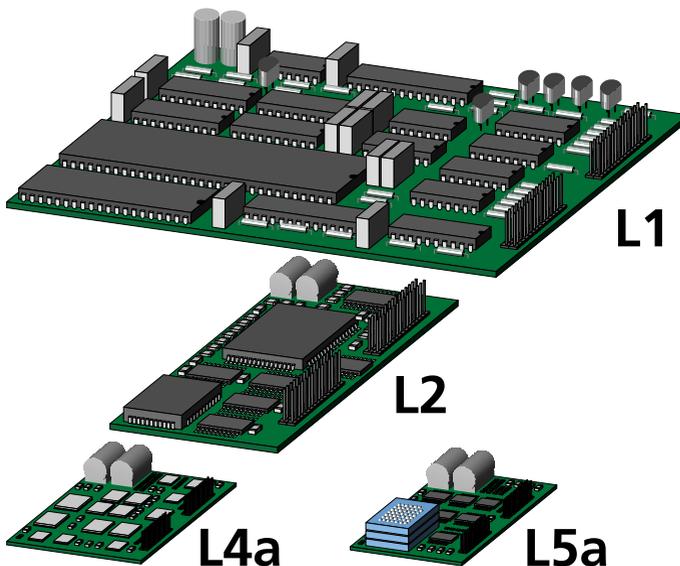


Abb. 4.14: Die Funktionseinheit in verschiedenen Technologiestufen.

1	Microcontroller (μ C)
4	Speicher-ICs (RAM)
1	Programm- und Festdaten-speicher (EEPROM)
1	4-Kanal Analog Digital Wandler (ADC)
9	Treiber, Buffer und Logik ICs
2	Steckverbinder-Reihen, je 30 Pins
50	Widerstände
18	Kondensatoren, 100 nF, 50 V
2	Elektrolytkondensatoren, 10 μ F
6	Kleinsignaltransistoren
	eine Platine der entsprechenden Fläche, Dicke und Lagenanzahl
	Lot entsprechend den Anschlussgeometrien

Tab. 4.3: Stückliste

Alle untersuchten Varianten verwenden eutektisches Blei-Zinn-Lot. Bleifreie Lote oder Leitkleber als Alternativen könnten in einigen Varianten eingesetzt werden; meist müssten jedoch die Oberflächenmetallisierungen der Leiterplatte und der Bauelemente angepasst werden. Weitere Variationsmöglichkeiten ergeben sich durch unterschiedliche Substratmaterialien, wie FR2, FR4, Keramik oder Folien. In diesem Fall wird jedoch nur FR4 als Substratmaterial untersucht.

4.5.3 Beschreibung und Auswertung der Baugruppen

Inhaltsstoffe der Variante THT (Stufe L1)

Die wichtigsten Inhaltsstoffe der THT-Baugruppe zusammen mit den zugehörigen Bewertungen sind in Abbildung 4.15 dargestellt. Die Baugruppe benötigt in dieser Realisierung ungefähr 11.000 mm^2 Platinenfläche, also beispielsweise $80 \text{ mm} \times 138 \text{ mm}$. Da THT-Baugruppen typischerweise mit Wellenlötanlagen verarbeitet werden, handelt es sich um eine nur einseitig bestückte Platine mit zwei Metallisierungslagen.

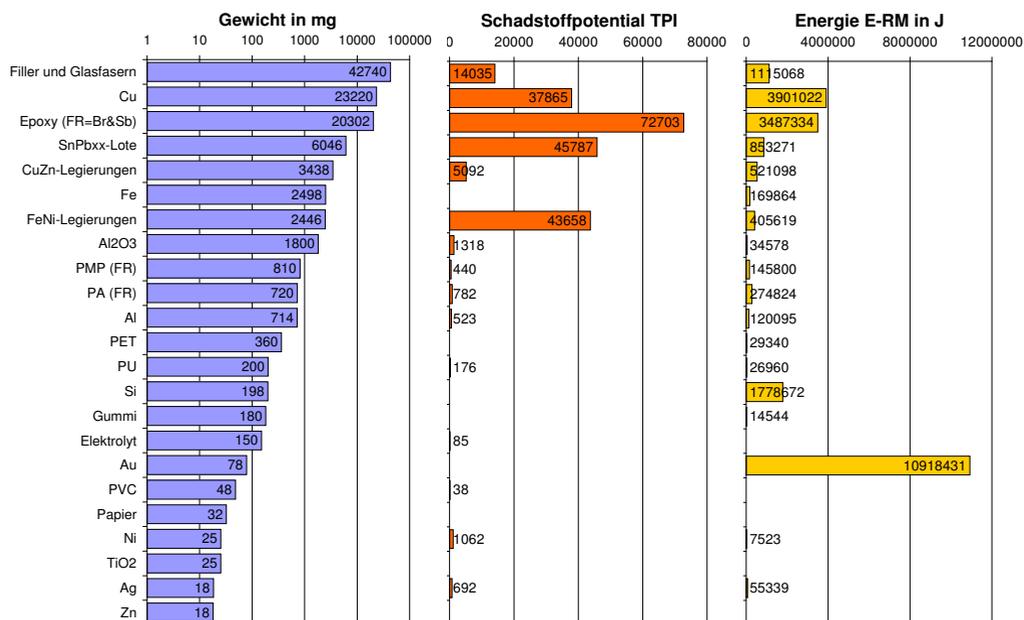


Abb. 4.15: Materialliste, Schadstoffpotential TPI und Energie E_{RM} der Stufe THT (L1).

Die Vergleichsleiterplatte hat ein Gewicht von ca. 106 g. Der größte Gewichtsanteil entfällt auf Glasfasern (GF) und weitere Füllstoffe in Kunststoffgehäusen, welche im Wesentlichen aus SiO_2 bzw. E-Glas bestehen. Der Prozentsatz von Füllstoffen kann beim

Epoxy-Kunststoff der IC-Gehäuse bis zu 80 % betragen. Die Flammhemmer (Flame Retardants, FR) in Kunststoffen und im Epoxidharz werden in dieser Untersuchung nicht einzeln dargestellt. Die Kunststoffe enthalten jeweils typische Prozentsätze an Tetrabrombisphenol A (TBBA) und Antimontrioxid (Sb_2O_3) als Synergist, wie dies auch schon in Abschnitt 4.2.3 begründet wurde.

Zur Darstellung auch der kleineren Gewichtsanteile wurde eine logarithmische Skaleneinteilung verwendet, während die Bewertungen (TPI und Energie) linear aufgetragen sind, damit die Spitzenwerte entsprechend auffällig sichtbar sind. Die Skalierungen sind auf das jeweilige Beispiel angepasst, da sonst die Details der höher integrierten Varianten nicht mehr herauskommen.

Beschreibung und Inhaltsstoffe der Variante SMT (Stufe L2)

Die rein SMD-bestückte Technologiestufe L2 ist eine 4-lagige Multilayerplatine, die beidseitig bestückt ist. Die Fläche der Platine verringert sich durch die kleineren Komponenten und die beidseitige Bestückung auf 3600 mm^2 oder $80 \text{ mm} \times 45 \text{ mm}$. Das Gesamtgewicht ist nur circa ein Drittel der reinen THT-Montage mit nur noch 27 g. Abbildung 4.16 zeigt die Materialzusammensetzung der Stufe 2.

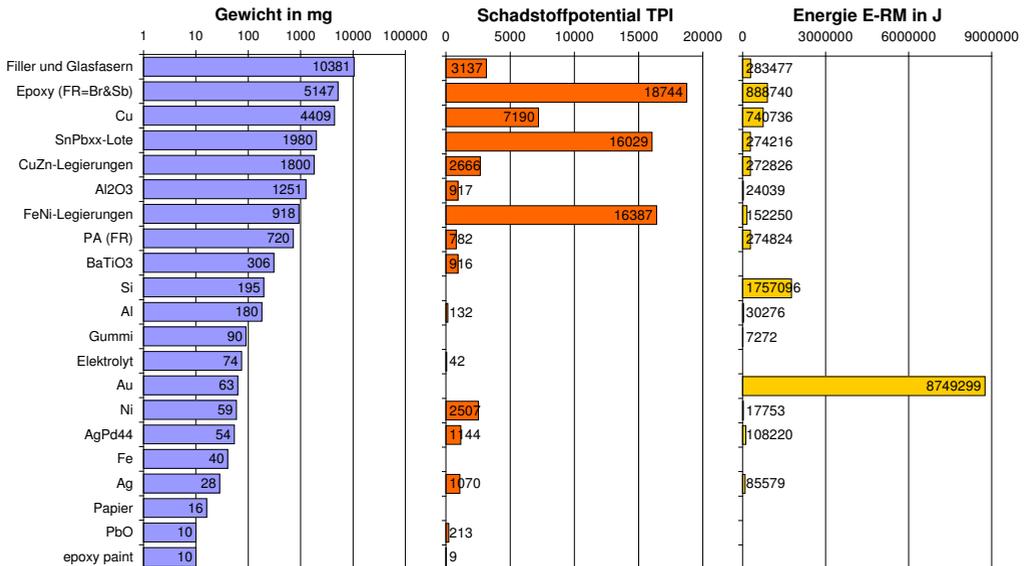


Abb. 4.16: Materialliste, Schadstoffpotential TPI und Energie E_{RM} der Stufe SMT (L2).

Die Gewichtsreduktion basiert im Wesentlichen auf der verkleinerten Platine und dem kleineren Anteil der IC-Gehäuse, aber auch kritische Stoffe wie das Blei-Zinn-Lot werden durch die SMD-Geometrien deutlich verringert.

Beschreibung der Zwischenstufe L1/2 (THT-SMT-Mix)

Um eine bessere Einschätzung für einen typischen Mix zwischen THT- und SMT-Bestückung zu erreichen, wurden bei dieser Baugruppe die großen ICs der Stufe 1 durch ihre SMD-Entsprechungen ersetzt. Dies stellt heute die minimale Integrationsstufe selbst für Low-Cost-Anwendungen und Consumer-Produkte dar, denn reine THT-Bestückung gibt es praktisch nicht mehr. Insbesondere das in Stufe 1 eingesetzte Microprozessorgehäuse DIL64 ist ein echter Exot (Abmessungen 20×81 mm), und spätestens ab 48 Pins kommen nur noch SMD-Komponenten oder die sehr teuren PGA-Gehäuse in Frage.

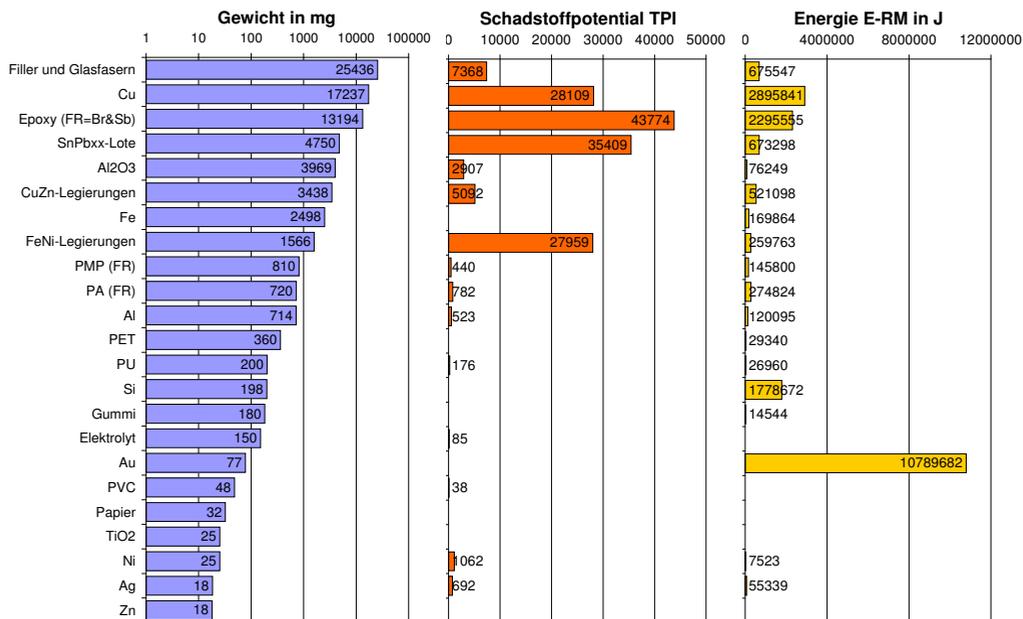


Abb. 4.17: Materialliste, Schadstoffpotential TPI und Energie E_{RM} der Stufe Mixed (L1/2).

Für die Interpolation weiterer SMT-THT-Gemischbestückungsvarianten kann zwischen Stufe 2 und Stufe 1/2 interpoliert werden. Die Platinenfläche reduziert sich gegenüber Stufe 1 auf 8100 mm² oder beispielsweise 80 mm mal 101 mm. Das Gesamtgewicht sinkt durch Austausch von 6 der 16 IC-Gehäuse immerhin bereits auf 76 g.

Beschreibung und Inhaltsstoffe der Variante Fine Pitch SMT (Stufe L3)

Durch den Einsatz von kleineren IC-Gehäusen und von kleineren Varianten der passiven SMD-Komponenten wird der Flächenbedarf und das Gesamtgewicht weiter reduziert (siehe Abbildung 4.18). Die Bezeichnung Fine-Pitch wird hier plakativ für SMT-Bauelemente mit einem Pitch deutlich unter 1,27 mm verwendet (0,65 bis 0,5 mm), während in Bezug

auf die Löttechnik der Fine-Pitch-Bereich erst unterhalb von 0,5 mm beginnt. Diese Variante ist demnach noch nicht die kleinstmögliche SMT-Realisierung, sondern eher der heutige Durchschnitt für SMT-Baugruppen, während Stufe 2 die erste Generation der reinen SMT darstellt.

Auf Stufe 3 hat die Vergleichsbaugruppe eine 6-lagige FR4-Platine und wiegt bei einer Fläche von 2200 mm² inklusive der Komponenten nur noch ca. 14 g.

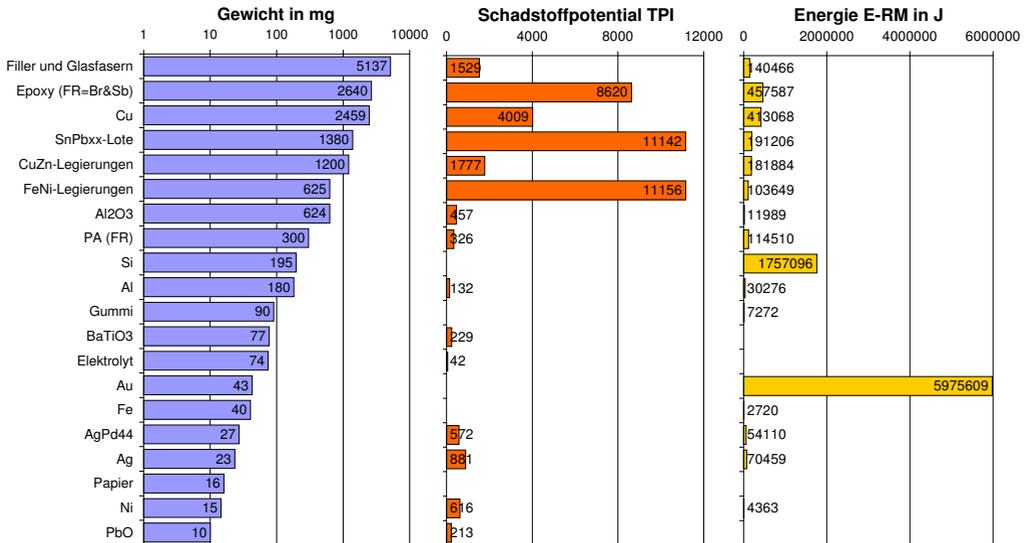


Abb. 4.18: Materialzusammensetzung, Schadstoffpotential TPI und Energie E_{EM} der Stufe Fine Pitch SMT (L3).

Beschreibung und Inhaltsstoffe der Variante Flip Chip (Stufe L4a, FC oder DCA)

Stufe 4a verwendet ungehäuste ICs in Form der Flip-Chip-Montage. Alle ICs sind hier als Flip Chips mit SnPb37 Lotkugeln ausgeführt. Dies ist sicher keine besonders realistische Baugruppe, da einerseits diese Technologie pro ungehäustem IC noch relativ teuer ist und andererseits normalerweise nicht alle benötigten ICs ungehäust überhaupt zu erhalten sind. Die Kontakte der Leiterplatte sind mit einer dünnen Nickel-Gold-Beschichtung versehen auf einem ansonsten normalen acht-lagigen FR4-Aufbau. Im Gegensatz zum in Abschnitt 4.4 angenommenen Flip-Chip-Aufbau, wird hier für alle ICs mit einem relativ großen Pitch der IC-Anschlüsse von 0,5 mm gerechnet und wieder mit ausschließlich peripherer Anschlusskonfiguration.

Das Epoxidmaterial der IC-Gehäuse entfällt bis auf eine sehr kleine Menge Underfiller

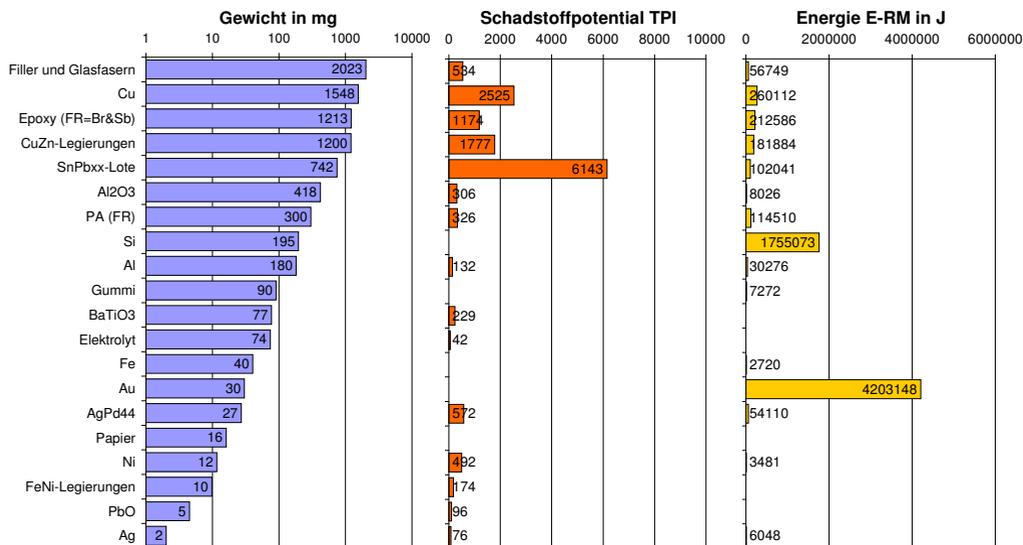


Abb. 4.19: Materialliste, Schadstoffpotential TPI und Energie E_{RM} der Stufe FC (L4a).

fast vollständig und die Platine wird nochmals stark verkleinert auf 1600 mm^2 . Das Gesamtgewicht beträgt nur noch $8,2 \text{ g}$. Bei dieser extrem materialreduzierten Variante konzentriert sich die Bewertung nur noch auf drei Materialien: Das Blei-Zinn-Lot aus toxikologischer Sicht sowie Gold und Silizium aus energetischer Sicht.

Das Lot stammt nur zu 6% von den Lotkugeln der Flip Chips, welche hier mit einem Kugeldurchmesser (vor der Montage) von $0,3 \text{ mm}$ abgeschätzt wurden. 91% stammen von der Lotpastenbedruckung vor dem Reflow-Löten und die restlichen 3% entsprechen den Vorverzinungen der anderen Komponenten. Der Goldanteil stammt überwiegend von der Oberflächenbeschichtung der Steckverbinder. Demgegenüber haben die Flashgoldschichten auf den Leiterplattenpads und in der UBM der Flip Chips einen vergleichsweise geringen Einfluss.

Beschreibung und Inhaltsstoffe der Variante Wire-Bond (Stufe L4b, auch COB-WB)

Bei Stufe 4b sind alle ICs drahtgebondet. Die Anschluss pads der Platine sind zur Erreichung einer guten Bondbarkeit mit $3 \mu\text{m}$ Nickel und $0,5 \mu\text{m}$ Gold beschichtet. Aufgrund der mechanischen Beanspruchung beim Bonden reichen hier dünne Flashgoldschichten wie beim Flip-Chip-Aufbau nicht aus. Nach dem Bonden werden die ICs mit einem Glob Top versehen. Der Einfachheit halber wird für das Epoxidharz des Glob Tops dieselbe Zusammensetzung inklusive Fillerpartikeln und Flammhemmeranteilen wie bei Kunststoffgehäusen angenommen.

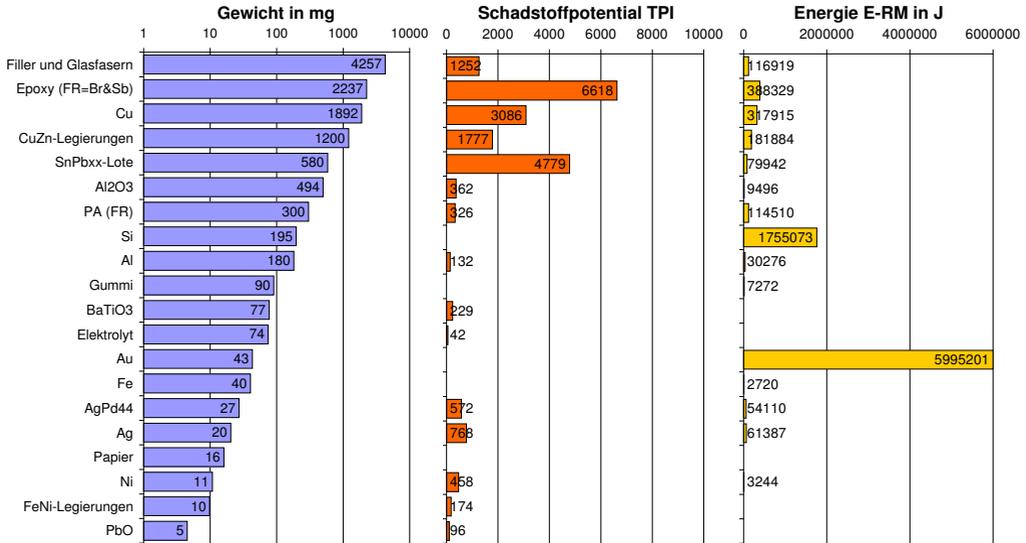


Abb. 4.20: Materialliste, Schadstoffpotential und Energie E_{RM} der Stufe Wire Bond (L4b).

Die COB-Variante hat ein Gesamtgewicht von ca. 11,7 g. Da die Bonddrähte seitlich über den Chip hinausragen und diese Drähte zusätzlich vollständig vom Glob Top überdeckt werden müssen, benötigt dieser Aufbau deutlich mehr Fläche als die Flip Chip Variante mit insgesamt 2200 cm². Die Platine wird ebenfalls mit 8 Lagen abgeschätzt.

Obwohl die IC-Montage in diesem Fall bleifrei ist, ist die Bleimenge von 580 mg durch die SMT-Bauelemente noch immer für einen großen Anteil des Schadstoffpotentials verantwortlich. Durch die Bonddrähte und die dickere Goldschicht auf der Leiterplattenoberfläche steigt der Goldanteil und damit auch der Energiebedarf gegenüber der Flip Chip Variante.

Beschreibung und Inhaltsstoffe der Variante Chip Scale Package (Stufe L4c, CSP)

Für die Abschätzung der Chip Scale Packages wird hier eine Variante mit Kupfer-Polyimid-Umverdrahtung nach [64] eingesetzt. Aufgrund der gleichbleibenden Siliziumfläche in diesem Vergleich und des dadurch festgelegten relativ großen Abstandes der Kontakte auf dem IC von 0,5 mm kann das CSP die Vorteile der flächenverteilten Kontakte gegenüber den peripheren Kontakten der Flip Chips nicht einbringen. Die hier angenommenen CSPs haben daher ebenfalls ein periphere Kontaktanordnung mit einem Pitch von 0,5 mm und halbkugelförmigen SnPb37 Kontakten.

Da im Vergleich zum Flip Chip kein Underfiller nach dem Reflowlöten der ICs aufge-

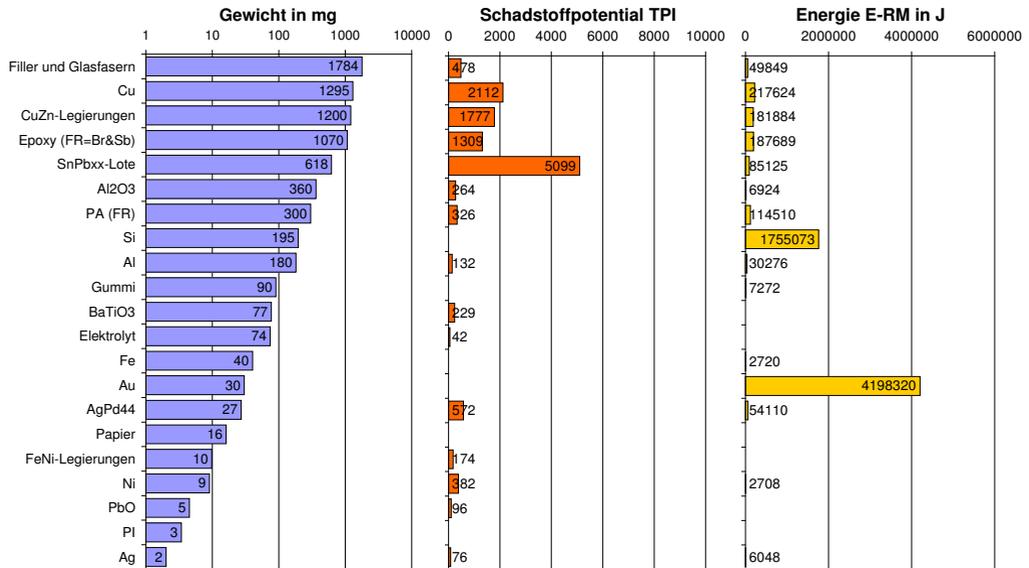


Abb. 4.21: Materialliste, Schadstoffpotential TPI und Energie E_{RM} der Stufe CSP (L4c).

bracht werden muss und folglich kein Dispenser um den Chip herum navigieren muss, ist die CSP-Variante mit 1500 mm^2 nochmals etwas kleiner. Das Gewicht wird durch die verkleinerte Platine auf ca. 7,3 g verringert. Da CSPs analog zu normalen, standardisierten SMT-Bauelementen bestückt werden, können sie zudem beidseitig ohne Einschränkungen montiert werden, was bei Flip Chip und beim Drahtbonden wohl eher eine Seltenheit darstellen dürfte. Für die Platine wurde darüberhinaus keine zusätzliche Oberflächenmetallisierung angenommen.

Unter den genannten Randbedingungen stellen die Größe der Platine und die Oberflächenmetallisierung die wesentlichen Unterschiede zur Flip-Chip-Technologie dar. In Abschnitt 4.4 wurde bereits herausgestellt, dass Flip Chip mit Underfiller und CSP mit Umverdrahtung praktisch identische Stoffzusammensetzungen ergeben können. Die Unterschiede liegen in der praktischen Anwendung darin, dass jedes IC-Design mit feinem Pitch durch die Umverdrahtung des CSP auf jedem Basismaterial eingesetzt werden kann, während Flip Chips entweder extra mit speziellen Anschlussgrößen und -anordnungen entworfen werden müssen, oder durch einen extrem kleinen Pitch für das Löten auf organischen Substratmaterialien ausscheiden.

Beschreibung und Inhaltsstoffe der Stufe 5a (TB-BGA)

Das TB-BGA Gehäuse wurde hier ausgewählt als Beispiel für ein keramisches Multichip Modul, das gleichzeitig die 3D-Integration ermöglicht. Abbildung 4.22 zeigt die Materi-

alzusammensetzung für die Vergleichseinheit, wobei ausgehend von der Fine Pitch SMT die meisten ICs in einen Multichip Modul Stack integriert wurden.

Die TB-BGA Realisierung mit 3 vertikal montierten Modulen erreicht die kleinste Platinenfläche mit nur 1300 mm^2 und benötigt nur 4 Metallisierungslagen in der Platine, da viele der Signalleitungen innerhalb des Stacks realisiert werden. Durch die Keramik liegt das Gewicht etwas über der Flip-Chip-Variante mit 9,8 g.

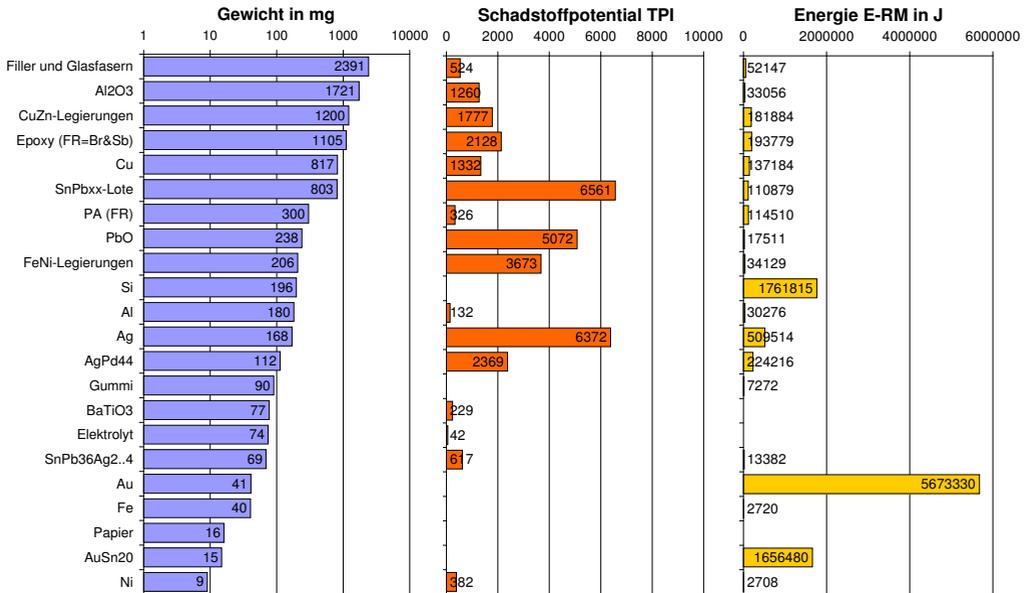


Abb. 4.22: Materialzusammensetzung, Schadstoffpotential und Energie E_{RM} der Stufe TB-BGA (L5a).

Die Keramik der TB-BGA-Gehäuse enthält neben SiO_2 und Al_2O_3 auch PbO , wodurch die Keramik einen größeren Anteil an der TPI-Bewertung ausmacht als die Kunststoffe der anderen Varianten. Zusätzlich wird das Silber in Silberpasten und AgPd-Leiterbahnen negativ bewertet, sodass diese Variante schlechter im Vergleich zu Flip Chip, Drahtbonden und CSP abschneidet.

Auch die Energiesumme liegt höher. Zum Einen wird dies durch die Bonddrähte verursacht, praktisch identisch zur drahtgebondeten Konfiguration, aber zusätzlich tritt Gold im Hochtemperaturlot AuSn20 zum Verschluss der keramischen Gehäuseteile auf. Auch der gegenüber den Kunststoffvarianten eventuell höhere Energieeinsatz der Keramikherstellung ist hier nicht bewertet, sondern nur die Ausgangsmaterialien Al_2O_3 , SiO_2 und PbO .

4.5.4 Vergleich der Technologiestufen

Einige der ökologisch relevanten Unterschiede können mit etwas Übung direkt aus der Stoffzusammensetzung abgelesen werden. Die möglichen Gefährdungen durch toxische Stoffe werden durch Anwendung der TPI-Bewertungen stark hervorgehoben, speziell im direkten Vergleich der verschiedenen Realisierungsmöglichkeiten. Abbildung 4.23 zeigt die Stoffbewertungen für alle sechs Stufen im direkten Vergleich.

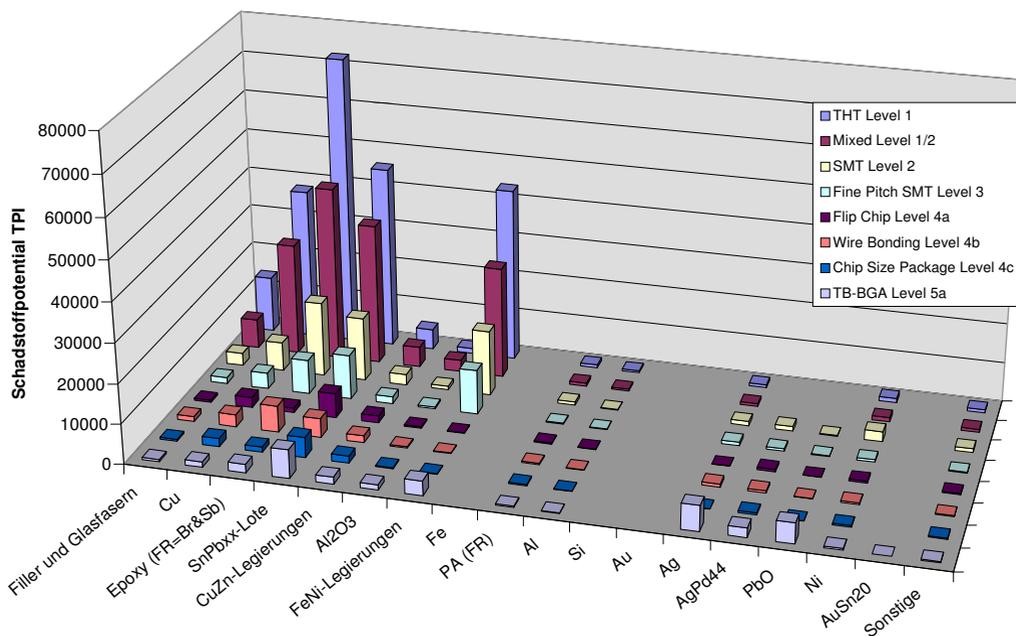


Abb. 4.23: TPI-bewertete Inhaltsstoffe aller Technologiestufen im Vergleich.

Die größten Einzelbewertungen werden durch Flammhemmer und durch das Blei-Zinn-Lot verursacht. Der hohe Bewertungsanteil für Metalle wie Kupfer für Leadframes und Leiterbahnen wird durch deren hohen Massenanteil verursacht, während einige andere Metalle wie Nickel oder Silber-Palladium ein erhöhtes Schädigungspotential haben und auch in kleineren Mengen kritisch betrachtet werden sollten. Nickel insbesondere ist nicht nur allergisierend, sondern auch als krebserzeugend eingestuft.

Daneben fallen bei den höher integrierten Technologiestufen insbesondere die Besonderheiten der TB-BGA Realisierung auf mit Bewertungen für Silber, Silber-Palladium und Bleioxid auf.

Die Auswertung der primärenergetisch bewerteten Rohmaterialenergie E_{RM} in Abbildung 4.24 wird dagegen eindeutig von Silizium und Gold bestimmt. Dabei ist zu beden-

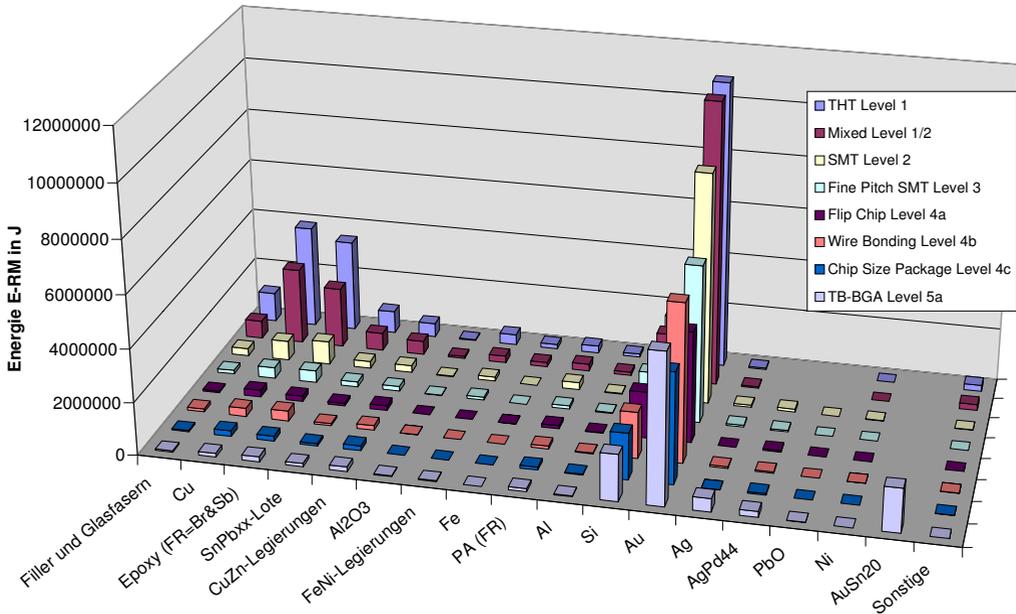


Abb. 4.24: E_{RM} -bewertete Inhaltsstoffe aller Technologiestufen im Vergleich.

ken, dass die Siliziumherstellung bereits bis zum hochreinen Wafer reicht, also elektronikspezifische Aufbereitungsschritte umfasst, und dass der Energiewert für Gold leider nur eine Schätzung darstellt. Selbst wenn die E_{RM} -Bewertung von Gold auf die Hälfte verringert würde, hätte Gold noch immer in allen Technologien den höchsten Einfluss.

Die Summen der Stoffgewichte bzw. der Bewertungen in Abbildung 4.25 dienen zur vergleichenden ökologischen Einstufung der Baugruppen. Demnach sind bei diesem Beispiel die höher integrierten Varianten eindeutig vorzuziehen. Diese Auswertung bezieht sich selbstverständlich weiterhin nur auf die Inhaltsstoffe der bestückten Platinen, nicht auf beispielsweise die verschiedenen Prozessaufwendungen zur Herstellung der einzelnen Varianten.

Offensichtlich nimmt das Schadstoffpotential TPI mit der Gewichtsreduktion ebenfalls sehr stark ab. Die teilweise vorhergesagte Gefahr der überproportionalen Zunahme von Schwermetallen oder anderen kritischen Inhaltsstoffen führt nicht zu einer Zunahme des Schadstoffpotentials mit zunehmender Miniaturisierung. Durch die Reduktion der Flammschutzmittel und des Lotes sinkt sogar das gewichtsnormierte Schadstoffpotential (Gesamtbewertung durch Gesamtgewicht) für die meisten aktuellen Verbindungstechniken, wie ebenfalls in Abbildung 4.25 dargestellt ist.

Lediglich das TB-BGA führt größere Mengen an Bleioxid, Silber und Silber-Palladium ein, die als umweltrelevant eingestuft werden, sodass diese Realisierung eine höhere Be-

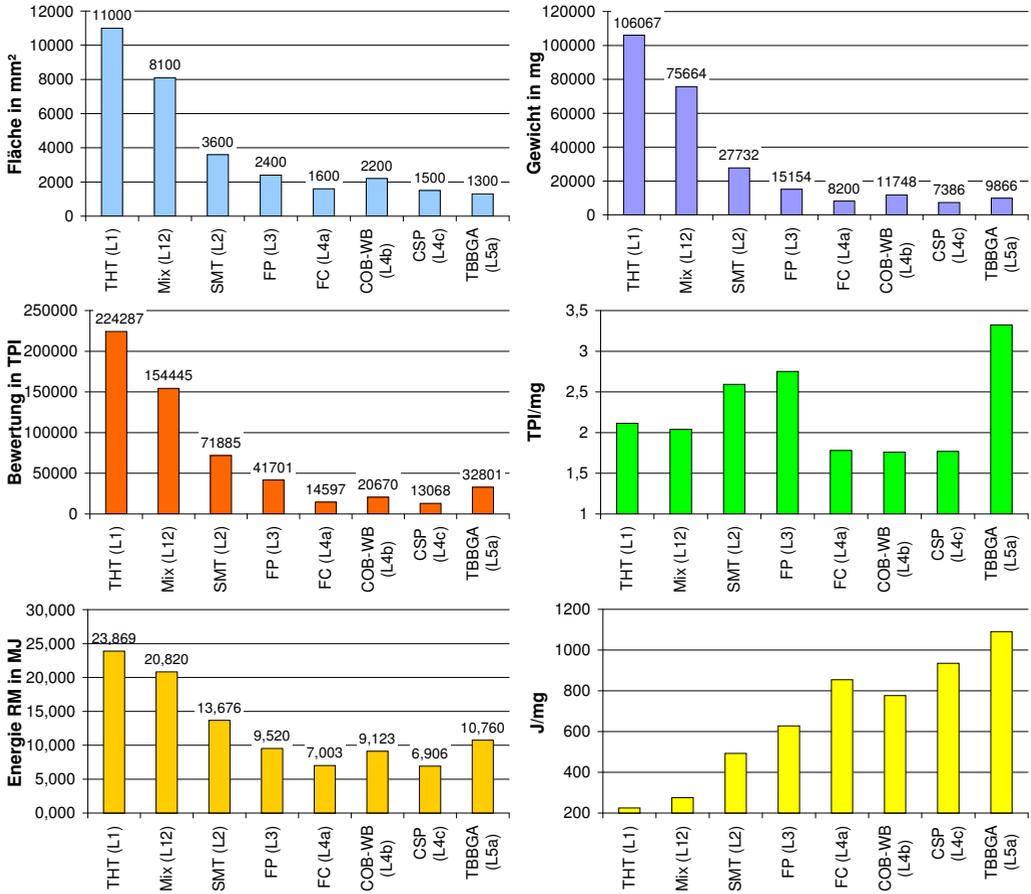


Abb. 4.25: Vergleich der summarischen Parameter der Technologiestufen.

wertung als beispielsweise die Flip-Chip-Variante erhält. Andererseits ist die absolute Bewertung des TB-BGA immer noch unterhalb der Fine-Pitch-Realisierung, da ja im Gegenzug die Platine weiter verringert wird. Eine verbesserte ökologische Auswahl der TB-BGA-Materialien könnte durchgeführt werden, und Arbeiten an kostengünstigeren 3D-Realisierungen mit anderen Materialkombinationen laufen bereits.

Auch aus energetischer Sicht ist die Miniaturisierung vorteilhaft, wenn der Trend auch nicht so ausgeprägt fällt. Da der Energieeinsatz für Rohmaterialien weniger stark sinkt als das Gewicht, steigt der Energiebedarf pro mg einer Baugruppe an. Anders ausgedrückt enthält ein Kilogramm Elektronik bei den neueren Technologien wesentlich mehr materialgebundene Energie; da dieses Kilogramm aber mit der Miniaturisierung ein mehrfaches an Leistung erbringt, ist die primäre Vergleichseinheit ja bewusst auf eine Leiterplatte und nicht auf ein Kilogramm bezogen.

Da die Rohmaterialenergie wesentlich von Gold beeinflusst wird, schneiden die Technologien mit geringerem Goldeinsatz – Flip Chip und CSP mit Cu-Umverdrahtung – hier besser ab.

Trägt man die Summenparameter der verglichenen Technologien auf einer ungefähren Zeitskala auf, ergeben sich die Datenpunkte in Abbildung 4.26. Die Jahreszahlen sind allerdings nur als Schätzungen zu verstehen, ab welchem Jahr die jeweilige Technologie hätte eingesetzt werden können.

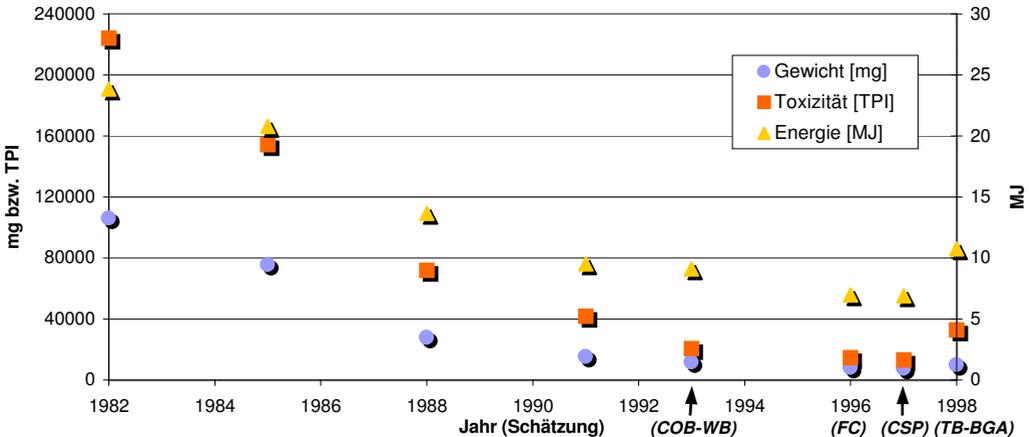


Abb. 4.26: Bewertung der Baugruppentechologien, aufgetragen über ungefähre Zeitskala.

Insbesondere der Übergang von THT zu SMT bringt bereits eine starke Änderung der Materialgewichte. Das kritische Blei-Zinn-Lot wird beispielsweise auf unter ein Drittel reduziert. Mit der weiteren Integration sinkt der Bleigehalt und der Anteil der Flammschutzmittel noch weiter, sofern wie in diesem Beispiel die Anzahl der Anschlüsse konstant bleibt.

Es bestehen an dieser Stelle selbstverständlich Unterschiede zwischen den betrachteten Vergleichsbaugruppen und der Realität. Bei den meisten realen Produkten steigt der Bedarf an Rechenleistung bzw. elektronischer Unterstützung von Generation zu Generation an, sodass die Siliziumfläche trotz der fortlaufenden Verkleinerung der IC-Strukturen zunimmt. Damit vervielfacht sich aber auch die Anzahl der Bauelementanschlüsse, auch wenn diese gleichzeitig miniaturisiert werden.

Andererseits ist zu bedenken, dass bei einem erfolgreichen Produkt rapide Zuwächse der Stückzahlen zu erwarten sind, sodass der Ressourcenverbrauch und die Entsorgungsproblematik insgesamt betrachtet ansteigen werden. Die Miniaturisierung kann diesen marktdynamischen Prozess meist nur etwas abschwächen aber kaum aufheben.

4.6 Zunahme der Stückzahlen gegenüber Abnahme des Materialeinsatzes

Steigen die Produktionszahlen eines Produktes stark an, so wird trotz ökologischer Verbesserungen und Miniaturisierung die Umweltrelevanz der Summe der Produkte ansteigen – der so genannte Rebound-Effekt setzt ein. Wird beispielsweise der Ressourcenverbrauch für ein Mobiltelefon innerhalb von 3 Jahren auf 50 % reduziert, so bedeutet das auf nationaler Ebene betrachtet immer noch eine Zunahme der Umweltrelevanz – also der Menge toxischer Stoffe im Umlauf, der Energie- und Chemikalienverbräuche in der Herstellung, etc. – um den Faktor 2, da die Verkaufszahlen in diesem Zeitraum weit schneller angestiegen sind (siehe Abbildung 4.27).

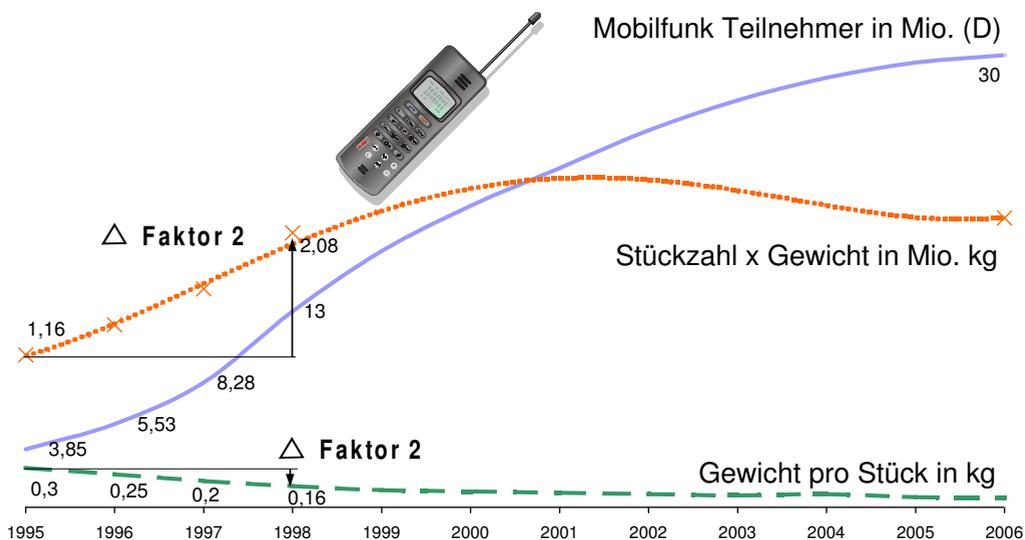


Abb. 4.27: Abbildung Rebound-Effekt bei Mobiltelefonen (aus [27]).

Eine ähnliche Beziehung kann auch für den Bereich der IC-Gehäuse abgeschätzt werden. Ausgehend von einer nach Gehäusevarianten aufgeschlüsselten Prognose der IC-Stückzahlen nach [37] werden im Folgenden die Gewichte, Schadstoffpotentiale und Rohmaterialenergien für alle jährlich produzierten IC-Gehäuse angenähert.

Dazu werden folgende IC-Gehäuse als jeweils typischer Vertreter angesetzt:

DIP: DIP20, Pitch 2,54 mm, ca. 9 mg Si

SO: SSO20, Pitch 0,8 mm, ca. 9 mg Si

CC: PLCC44, Pitch 1,27 mm, ca. 29 mg Si

QFP: SQFP128, Pitch 0,65 mm, ca. 73 mg Si

PGA: CPGA192, ca. 42×42 mm, ca. 109 mg Si

BGA: BGA156, Pitch 1 mm, mit FR4-Interposer, ca. 47 mg Si

DCA: FC120, Pitch 0,35 mm, ca. 88 mg Si

CSP: CSP254, Pitch 0,5 mm, mit Cu-PI-Umverdrahtung, ca. 57 mg Si

Entgegen des in Abschnitt 4.4 aufgestellten Vergleichs, bei dem die IC-Gehäuse eine bezogen auf den Siliziumgehalt ähnliche Leistungsfähigkeit aufweisen sollten, werden für diesen Vergleich möglichst durchschnittliche Vertreter der Package-Familien ohne exakt vergleichbare technische Randbedingungen gesucht (siehe auch 4.13). Da aber keine Quellen für Produktionszahlen gestaffelt nach Pin-Anzahlen oder bereits gemittelte Pin-Anzahlen aller genannten Package-Familien verfügbar waren, ist die Zuordnung der Anschlusszahlen etwas willkürlich. Tendenziell wären die Pin-Zahlen der hochintegrierten Varianten (speziell Flip Chip) noch höher, sodass der Miniaturisierungseffekt noch stärker durch die Komplexitätszunahme der Schaltungen kompensiert würde.

Multichip Module und Chip-on-Board-Aufbauten sind aufgrund der im Vergleich geringeren Stückzahlen in der zugrunde liegenden Quelle nicht einzeln aufgeführt.

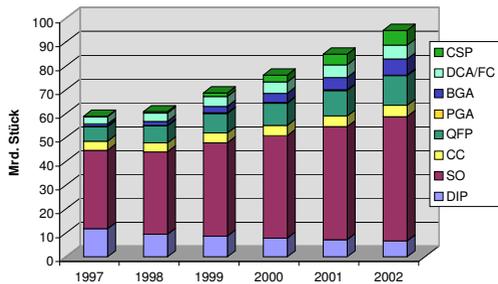


Abb. 4.28: Entwicklung Stückzahlen nach [37].

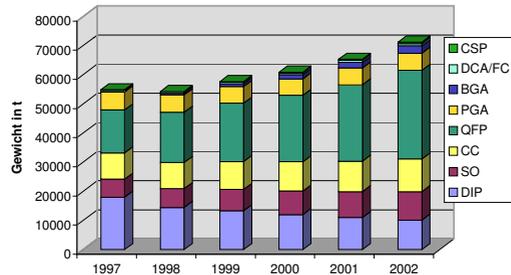


Abb. 4.29: Entwicklung Stückzahlen × Gewicht.

Trotz des Trends zu immer kleineren Gehäusegeometrien führt das Marktwachstum in Abbildung 4.28 zu einer Zunahme der produzierten Tonnage über die nächsten Jahre in Abbildung 4.29. Die hochintegrierten Varianten (BGA, DCA und CSP) erreichen in 2002 einen Marktanteil von knapp 20 % und verursachen dabei mit den genannten Annahmen nur ca. 5,3 % der Gesamttonnage.

Bezüglich der Toxizität der eingesetzten Materialien in Abbildung 4.30 ist der Einfluss der miniaturisierten Varianten wie in den Trenduntersuchungen zuvor noch geringer. Sie tragen lediglich 2,7 % zum Schadstoffpotential aller Gehäuse bei. Die älteren Technologiegenerationen bestimmen aufgrund ihres großen Marktgewichts noch auf Jahre die stoffliche Zusammensetzung und damit die Menge an potentiell umweltschädlichen Stoffen durch IC-Gehäuse.

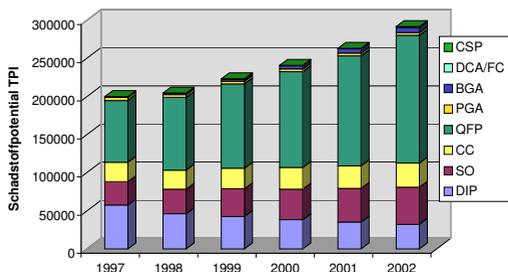


Abb. 4.30: Entwicklung Stückzahlen \times TPI.

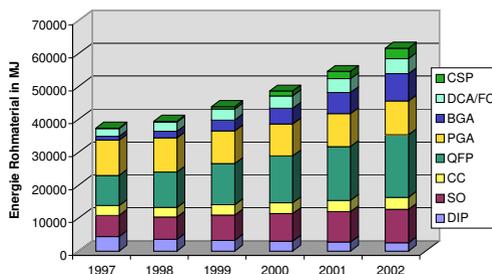


Abb. 4.31: Entwicklung Stückzahlen \times E_{RM} .

Bei einer Betrachtung der Rohmaterialenergie in Abbildung 4.31 nehmen die miniaturisierten Technologien dagegen einen größeren Prozentsatz ein (ca. 26 %). Dies liegt zum Einen an dem im Schnitt höheren Gehalt an Silizium und zum Anderen an den eingesetzten Edelmetallen (hier in der BGA-Variante). Auch die Herstellungsverfahren, welche nicht in dieser Auswertung enthalten sind, tendieren zu höherem Energieverbrauch und komplexeren Chemikalien, um die diversen Metall- und Isolationsschichten erzeugen zu können. Durch den geringeren Flächeneinsatz pro Funktionseinheit können diese Fertigungsschritte dennoch sehr effizient sein.

Prägnant ist in dieser Auswertung auch der Anteil durch PGAs, welche durch einen sehr hohen Goldanteil bei nur ca. 0,3 % nach Stückzahlen 17 % der Rohmaterialenergie auf sich vereinen. PGAs werden noch immer für gesockelte Prozessoren eingesetzt; durch die neuere Entwicklung der FC-PGAs (Flip-Chip-Montage auf FR4-Interposer mit Messing/Gold-Pins auf der Unterseite) nimmt die Zahl der keramischen PGAs sicher noch schneller ab, als in der Prognose 1997 angenommen wurde.

Abbildung 4.32 zeigt die hochgerechneten Trends für die IC-Jahresproduktion ausgedrückt in Prozent normiert auf 1999.

Steigt die Stückzahl bis 2002 gegenüber 1999 um ca. 40 % an, so wird der Energieverbrauch für Rohmaterialien in gleicher Größenordnung steigen, während das Gesamtgewicht aufgrund der Verschiebung zu kleineren Gehäuseformen hin nur um 25 % steigen wird. Das Schadstoffpotential TPI für alle IC-Gehäuse zusammen wird im gleichen Zeitraum um ca. 30 % zunehmen, also stärker als das Gewicht, aber schwächer als die Stückzahlen.

Die stärkere Zunahme des TPI gegenüber dem Gewicht wird im Wesentlichen durch eine prognostizierte Zunahme der QFP-Stückzahlen verursacht. Bei QFPs mit kleineren Pitch-Abständen wird in den zugrunde gelegten Daten von dünnen Leadframes aus FeNi42 ausgegangen, welches aufgrund der Kanzerogenität des Nickels negativ eingestuft wird. Die hochintegrierten Varianten – und hier speziell wieder Flip Chip und CSP – dagegen

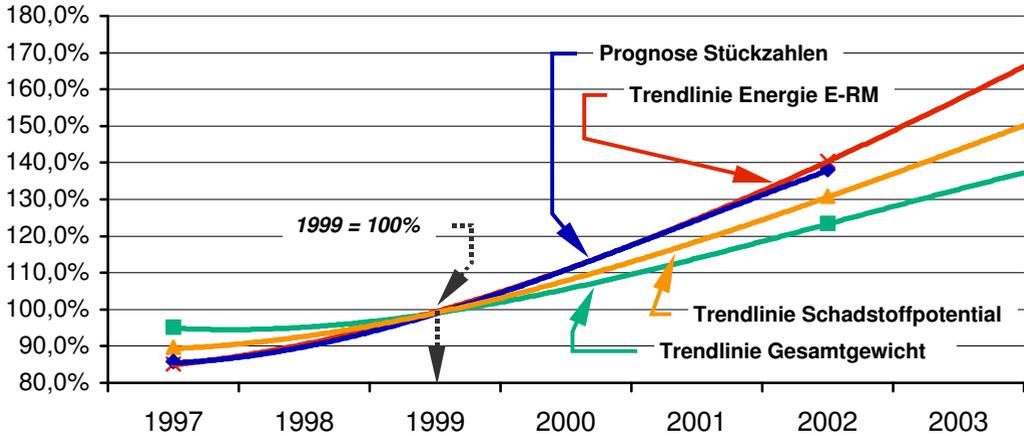


Abb. 4.32: Trendlinien für die Jahresproduktion an IC-Gehäusen, normiert auf die Werte von 1999.

setzen im Schnitt weniger toxische Materialien ein und tragen nur wenig zum gesamten Schadstoffpotential bei.

Es wäre möglich, trotz der Zunahme der Stückzahlen eine Umweltentlastung im Packaging-Bereich zu erreichen, wenn diese Varianten noch stärker als vorhergesagt auch bei den weniger komplexen Bausteinen im Massenmarkt eingesetzt werden könnten. Die CSP-Technologie könnte diesen Bereich mit 14 bis 60 Anschlüssen erschließen. Die Wahl der jeweils kleinstmöglichen Packages wird bei einfachen Baugruppen jedoch auch zukünftig nicht die Regel sein, da die ICs schwerer und teurer zu beschaffen sind und möglichst lange mit älteren Bestückungsanlagen und Lötprozessen – also mit alten Gehäusestandards und mit Pitch-Abständen oberhalb des Fine-Pitch-Bereiches – weiter gefertigt werden soll.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Beispiele des vorangehenden Kapitels zeigen, dass der Trend der Miniaturisierung ökologische Vorteile bringt. Die inhaltsstoffbezogene Toxizität und die rohstoffbezogene Energie sinken bei den neueren der untersuchten Varianten gegenüber den Vorläufern THT, SMT und Fine Pitch SMT deutlich ab. Insbesondere Chip Scale Packages mit dünnen Umverdrahtungsebenen stellen ein Minimum an potentiellen Umweltwirkungen dar und sind darüber hinaus voll in die bestehende SMT-Technik integrierbar.

Die Entwicklung der Technologiegenerationen ist in Abbildung 5.1 nochmals in anderer Form dargestellt: Die hochintegrierten Varianten COB-WB, Flip Chip und CSP, sowie mit Einschränkungen das keramische TB-BGA bieten sich als Alternativen für die mit Fine Pitch SMT bezeichnete Integrationsstufe an. Alle Zahlenwerte beziehen sich hier auf die Vergleichsleiterplatte aus Abschnitt 4.5 mit 22 aktiven und 72 passiven Bauelementen.

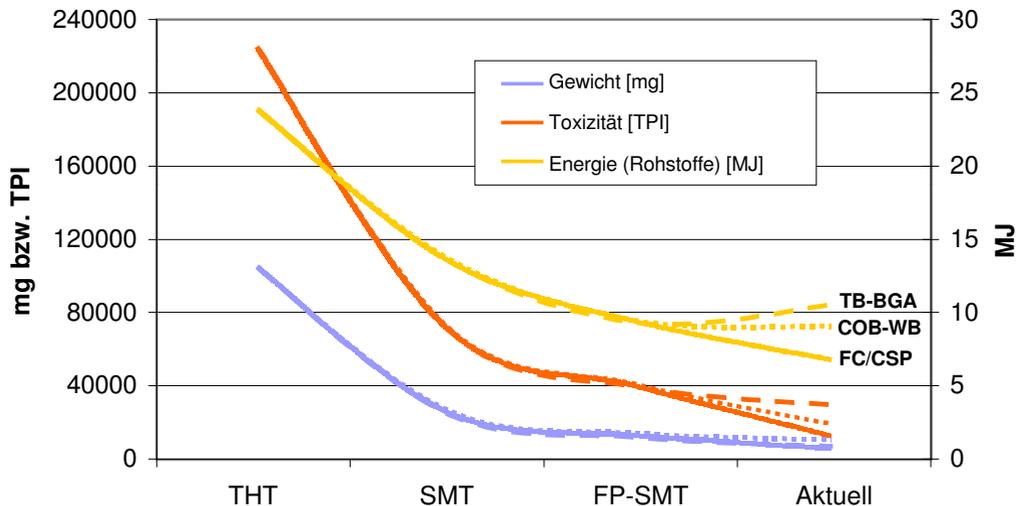


Abb. 5.1: Auswertung der Baugruppentechologien als Trendvarianten.

Der technologische und energetische Aufwand zur Erzeugung der Bauteile und deren Montage ist in dieser Untersuchung nicht enthalten. Als Energieparameter wird ledig-

lich die Energie zur Erzeugung der Grundmaterialien verwendet. Bei großtechnischer Ausführung wäre aber vermutlich der Ressourcenaufwand zur Erzeugung der dünnen Nickel-, Kupfer- oder Kunststoffschichten nicht kritischer als die Herstellung von Leadframes, Epoxidharzen und Bonddrähten der herkömmlichen Techniken zu bewerten. Diese Vermutung kann jedoch bisher nicht mit Zahlenmaterial der beteiligten Prozesse erhärtet werden.

Der positive Trend durch die Verkleinerung der Elektronik hat allerdings auf die Gesamtheit der Elektronik nur einen geringen Einfluss. Betrachtet man die stofflichen Inhalte der pro Jahr eingesetzten IC-Gehäuse aufgeschlüsselt nach den Package-Familien, so überwiegt die Zunahme der Stückzahlen eindeutig die Abnahme von Material- und Energieeinsatz durch Miniaturisierung. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass die neuen, höher integrierten Gehäusevarianten bei Schaltungen mit höherer Komplexität eingesetzt werden. Obwohl die Strukturweiten der IC-Fertigung immer kleiner werden, steigt im Schnitt die Anzahl der Anschlüsse und der Gehalt an Silizium pro Gerät weiter an.

Die Beispiele haben gezeigt, dass mit den ersten Stufen des modularen Bewertungssystems ökologische Vorbewertungen für den komplexen Bereich der Aufbau- und Verbindungstechnik erreicht werden können. Die auf den Produktinhaltsstoffen aufsetzenden Bewertungsmodule TPI und E_{RM} sind praktikable Indikatoren für Schwachstellen und ökologische Unterschiede, obwohl sie nur einen Ausschnitt möglicher Umweltwirkungen erfassen. Zur umfassenderen Einschätzung der Wirklichkeit muss der Trend in Richtung wiederverwendbarer und übertragbarer Prozessbilanzen auch in der Elektronik weiter voran getrieben werden. Dies entspricht den vorgeschlagenen Stufen 2 und 3 in der modularen Betrachtungsweise. Immer die auf den Einzelfall bezogenen, vollständigen und aktuellen Daten bereithalten zu wollen wird aber an der Komplexität der Elektronik scheitern, und bisher würde auch niemand die Kosten dafür übernehmen wollen. Voraussetzung für die weitere Ökobilanzierung ist daher die Vertiefung und Einigung auf übertragbare und praktisch handhabbare Vergleichseinheiten, wie dies beim Beispiel der IC-Herstellung gezeigt wurde. Nur so ist eine verbreitete Elektronikbilanzierung mit vertretbarem Aufwand und hinreichender Genauigkeit zu erreichen.

In der Folge wird der Datenaustausch durch besser dokumentierte Prozessmodule zunehmen und die bisherigen Lücken der Ökobilanzierung werden zumindest durch verbesserte Abschätzungen geschlossen. Solche Abschätzungen werden auf absehbare Zeit die Bilanzierung elektronischer Produkte bestimmen, denn die wenigen produkt- und firmenspezifischen Ökobilanzen werden sehr selten im Detail veröffentlicht werden, da es im ökologischen wie im technischen Bereich auch um den Aufbau eines Know-How-Vorsprunges vor der Konkurrenz geht.

Auf der anderen Seite werden vereinfachende Bewertungen, wie die in dieser Arbeit vorgeschlagenen Indikator-Module, in Bezug auf Transparenz, Übertragbarkeit und Treffsi-

cherheit weiter an Qualität gewinnen, sodass eine Annäherung beider Herangehensweisen stattfinden wird (siehe Abbildung 5.2).

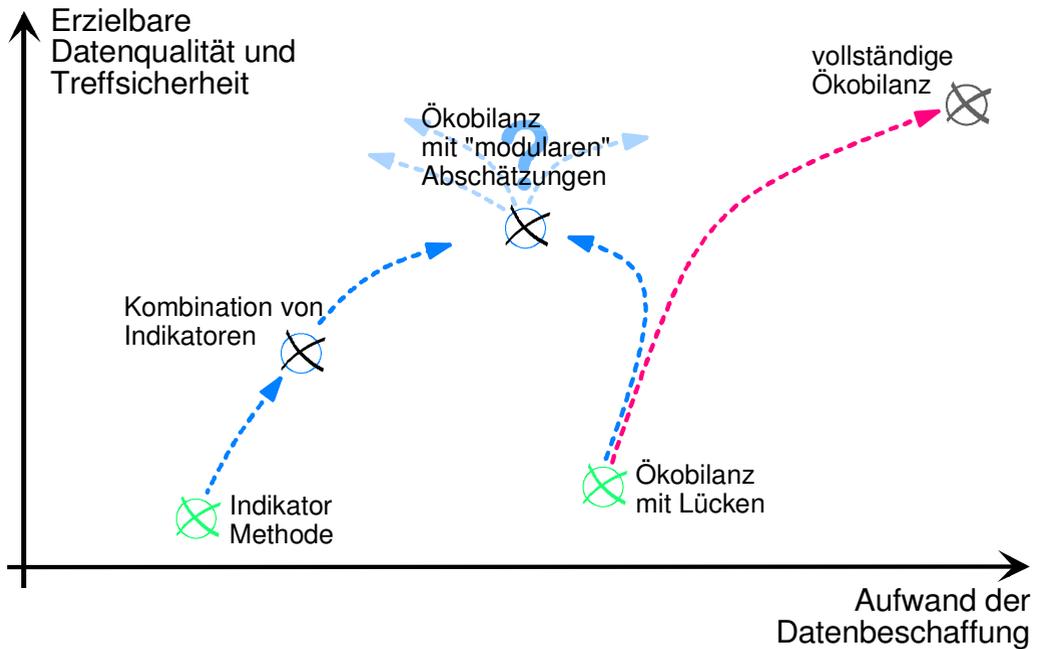


Abb. 5.2: Entwicklung von Aufwand gegenüber Aussagekraft bei verschiedenen Bewertungsansätzen.

Der Aufwand hängt neben der Komplexität des Untersuchungsgegenstandes und den grundsätzlichen Datenanforderungen der jeweiligen Auswertung insbesondere von der Anzahl der Nutzer ab, die bereit sind, übertragbare Datenmodule zur Veröffentlichung frei zu geben. Die Bildung von Datennetzwerken beispielsweise im Internet ist damit eine der Aufgaben für die Zukunft. Dabei spielt die Frage der Finanzierung wie bei vielen Software- und Internetentwicklungen eine kritische Rolle: Viele Datenpakete werden von Consultingfirmen und Ökobilanzanbietern für hohe Summen mit eingeschränkten Verwertungsrechten angeboten — auf der anderen Seite wächst aber auch die Anzahl und Qualität kostenloser Datensätze, welche beispielsweise aus öffentlich geförderten Projekten heraus im Internet veröffentlicht werden oder welche von wenigen Herstellern bereits als integraler Teil ihrer Produktverantwortung angeboten werden.

Erweitert man die aufgezeigten Trends von der AVT auf die gesamte Elektronik so zeichnen sich einige kritische Entwicklungen ab. Der Energieverbrauch durch elektronische Produkte nimmt – trotz vorhandener Energiesparschaltungen etc. – pro Person ständig

zu. Die Umweltrelevanz der Elektronikproduktion steigt durch die Zunahme der Produktstückzahlen ebenfalls an, auch wenn in vielen Fällen effizienter mit Chemikalien, Wasser und Energie produziert wird als früher. Die Branche trägt somit bisher nicht im erhofften und notwendigen Maße zur Reduktion des CO₂-Ausstoßes gemäß den Beschlüssen von Kyoto bei. Die möglichen Sekundäreffekte durch den vermehrten Einsatz von Elektronik in Industrie und Verkehr – Verringerung von Emissionen durch mehr Mess-, Regelungs- und Sicherheitstechnik oder beispielsweise durch Telearbeit – sind bisher nicht quantifizierbar.

Die Miniaturisierung ermöglicht einen Übergang zu immer mehr mobilen Anwendungen bis hinunter zu Transpondern und selbstkonfigurierenden Funknetzwerken. Daher werden in Zukunft noch mehr eigentlich nicht-elektronische Produkte kleine Elektronikanteile enthalten, welche beispielsweise Identifikation, Ortung, Inventarisierung und Kommunikation als „intelligente“ Produkte unterstützen. Neben den Inhaltsstoffen der Elektronik ist insbesondere die Energieversorgung und -zwischenlagerung kritisch zu betrachten. Es wird unter diesen Randbedingungen schwieriger, die Schließung von Metallkreisläufen in der Elektronik zu erreichen und der unkontrollierten Verteilung von problematischen aber auch von wertvollen Stoffen entgegenzuwirken.

Gleichzeitig wird die genauere Materialkenntnis und die Auswahl generell umweltverträglicher Stoffe weiter an Relevanz gewinnen unter Schlagworten wie „Design for Non-Disassembly“ oder „Design for Minimal Toxicity“.

Die Ergebnisse von sowohl der vereinfachten Bewertung als auch einer tieferen, prozessorientierten Betrachtung sind wichtige Bausteine für eine erweiterte ökologische Produktdokumentation, um daraus zukünftige Kundenanfragen und Anfragen von Recyclern beantworten zu können, und nicht zuletzt für die ökologische Optimierung der folgenden Produktgenerationen. Denn Elektronik kann auch als Wachstumsmarkt sicher noch mit weniger Ressourcenverbrauch und weniger freigesetzten Schadstoffen hergestellt und eingesetzt werden.

Nun geht es darum, die Umwelt als praktikablen Parameter behutsam in der Breite der Elektronikindustrie einzuführen und fest zu verankern. Einige der großen internationalen Firmen vollziehen diesen Prozess bereits und zeigen, dass die Berücksichtigung der Umwelt kein Luxus, sondern eine Selbstverständlichkeit ist.

Literaturverzeichnis

- [1] ACHTERNBOSCH, M. ; BRUNE, D.: *Stoffströme bei der Herstellung von Leiterplatten* / Forschungszentrum Karlsruhe. Karlsruhe, 1996. – Wissenschaftliche Berichte FZKA 5854
- [2] AHBE, S. ; BRAUNSCHWEIG, A. ; MÜLLER-WENK, R.: *Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung* / BUWAL. Bern, Schweiz, 1990. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 133
- [3] AST, S.: *Modellierung von Recyclingprozessen für elektronische Altgeräte unter ökonomischen und ökologischen Aspekten*. Berlin, Fachhochschule für Technik und Wirtschaft, Diplomarbeit, Oktober 1996
- [4] BEHRENDT, S. ; KÖPLIN, D. ; KREIBICH, R. ; ROGALL, H. ; SEIDEMANN, T.: *Umweltgerechte Produktgestaltung: ECO-Design in der elektronischen Industrie*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, 1996
- [5] BEHRENDT, S. ; KREIBICH, R. ; LUNDIE, S. ; PFITZNER, R. ; SCHARP, M.: *Ökobilanzierung komplexer Elektronikprodukte: Innovationen und Umweltentlastungspotentiale durch Lebenszyklusanalyse*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, 1998
- [6] BEHRENDT, S. ; PFITZNER, R. ; KREIBICH, R. ; HORNSCHILD, K. ; ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DES MENSCHEN UND DER UMWELT“ DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.): *Innovationen zur Nachhaltigkeit: Ökologische Aspekte der Informations- und Kommunikationstechnik*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, 1998
- [7] BLUM, B. ; SCHMIDT, J. (Hrsg.) ; DEUTSCHE AUTOMOBILGESELLSCHAFT MBH (DAUG) (Hrsg.): *Schadstoffe in elektrischen und elektronischen Geräten*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, 1996
- [8] BOUSTEAD, I. ; HANCOCK, G. F.: *Handbook of Industrial Energy Analysis*. Chichester, UK: Ellis Horwood Ltd., 1979
- [9] BRONSTEJN, I. N. ; SEMENDJAJEW, K. A. ; GROSCHE, G. (Hrsg.) ; ZIEGLER, V. (Hrsg.) ; ZIEGLER, D. (Hrsg.): *Taschenbuch der Mathematik*. Leipzig: BSB B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, 1980

- [10] BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (BUWAL) (Hrsg.): *Ökobilanzen von Packstoffen* / BUWAL. Bern, Schweiz, 1984. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 24
- [11] BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (BUWAL) (Hrsg.): *Ökobilanz von Packstoffen – Stand 1990* / BUWAL. Bern, Schweiz, Februar 1991. – Schriftenreihe Umwelt Nr. 132
- [12] BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (BUWAL) (Hrsg.): *Anorganische Zusammensetzung von Computer-Einzelteilen* / BUWAL. Bern, Schweiz, April 1992
- [13] CHATTERJEE, P. (TEXAS INSTRUMENTS): <http://www.his.com/~cicc/1999/conference/>. Keynote Address at IEEE CICC (Custom Integrated Circuits Conference): Internet Age and System Level Integration, 1999
- [14] DEUBZER, O.: *Vergleich von Umweltbelastungen durch Reflowlöt- und Leitklebeprozesse als Beispiel für Verbindungstechniken in der Elektronikindustrie*. Berlin, TU Berlin, Diplomarbeit, Februar 1997
- [15] DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (DFG) (Hrsg.): *MAK- und BAT-Werteliste*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 1996
- [16] Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETHZ) (Hrsg.): *Ökoinventare von Entsorgungsprozessen*. Zürich, Schweiz, 1996. – ESU-Reihe 1/96
- [17] FISHER SCIENTIFIC: <http://www3.fishersci.com/chemical/msdsinfo.jsp>. Online Katalog und Sicherheitsdatenblätter, 1999–2000
- [18] FOB.COM: <http://www.msdonline.com>. Online Sicherheitsdatenblätter, 1999–2000
- [19] FRISCHKNECHT, R. ; HOFSTETTER, P. ; KNÖPFEL, I. ; DONES, R. ; ZOLLINGER, E. ; BUNDESAMT FÜR ENERGIEWIRTSCHAFT (BEW) (Hrsg.): *Ökoinventare für Energiesysteme - Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz*. 2. Auflage. Zürich, Schweiz, März 1995
- [20] FU BERLIN: http://www.chemie.fu-berlin.de/fb_chemie/ioc/chem/chemikalien.html. Chemikalienpräsenzliste der FU Berlin, Online Sicherheitsdatenblätter, 1995–1999
- [21] GEBLER, W.: *Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft: Methodische Ansätze zur Durchführung einer Programm-Umweltverträglichkeitsprüfung*. 2. Auflage. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 1992
- [22] GOEDKOOP, M. ; DEMMERS, M. ; COLLIGNON, M.: *The Eco-Indicator 95* / Pre Consultants. Amersfoort, Niederlande, 1995. – NOH report 9524

- [23] GOEDKOOP, M.: *SimaPro 3.0 Multi User*. Amersfoort, Niederlande: Pre Consultants, Juni 1995
- [24] GOOSSENS, M. ; MITTELBACH, F. ; SAMARIN, A.: *The L^AT_EX Companion*. 11. Auflage, Januar 1999. Reading, Massachusetts: Addison Wesley Longman, 1994
- [25] GRAEDEL, T. ; ALLENBY, B.: *Industrial Ecology*. New Jersey, USA: Prentice Hall, 1995
- [26] GRAY, P. R. ; MEYER, R. G.: *Analysis and Design of Analog Integrated Circuits*. 3rd edition 1993. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley & Sons, 1977
- [27] GRIESE, H. ; MIDDENDORF, A. ; MÜLLER, J. ; NISSEN, N. F. ; RAM, B. ; REICHL, H. ; STEVELS, A.: Umweltverträglichkeit bei mobilen Produkten. In: *Tagungsband der GMM-Fachtagung „Mobil mit Mikroelektronik und Mikrosystemtechnik“*. Berlin, Offenbach: VDE-Verlag, 1998
- [28] GROTE, A.: Grüne Rechnung: Das Produkt Computer in der Ökobilanz. In: *c't Magazin für Computertechnik* (1994), Dezember, Nr. 12, S. 92–98
- [29] GROTE, A.: Ermittlungen: Stoffdatenbanken der TU München konkretisiert PC-Ökobilanz. In: *c't Magazin für Computertechnik* (1995), Nr. 8, S. 108+
- [30] GROTE, A.: Schwergewicht: Der PC hinterläßt enorme Spuren in der Umwelt. In: *c't Magazin für Computertechnik* (1997), Nr. 5, S. 170–173
- [31] GROTE, A.: Gift für die Welt: Flammschutzmittel durchsuchen die Nahrungskette. In: *c't Magazin für Computertechnik* (1998), Nr. 26, S. 82–83
- [32] GROTE, A.: Nachhaltig nutzen: Wege zu einer ökologisch verträglichen Informationsgesellschaft. In: *c't Magazin für Computertechnik* (1998), Nr. 7, S. 94–98
- [33] GROTE, A.: Weniger Kohlendioxid: Studie dokumentiert ökologische Fortschritte bei der PC-Herstellung. In: *c't Magazin für Computertechnik* (1998), Nr. 23, S. 122–126
- [34] HACKE, H. J.: *Montage Integrierter Schaltungen*. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo: Springer-Verlag, 1987
- [35] HAUPTVERBAND DER GEWERBLICHEN BERUFGENOSSENSCHAFTEN (HVBG) (Hrsg.): *Gefahrstoffliste 1995 – Gefahrstoffe am Arbeitsplatz*. Neuss: Neusser Druckerei und Verlag GmbH, 1995
- [36] HAUPTVERBAND DER GEWERBLICHEN BERUFGENOSSENSCHAFTEN (HVBG) (Hrsg.): *Gefahrstoffliste 1999 – Gefahrstoffe am Arbeitsplatz*. Köln: Nettesheim Druck, 1999

- [37] HDI MAGAZINE: *Stückzahlenprognose für IC-Packages*, 1997
- [38] HERMANN, S.: *Abschätzung von Art, Menge und Herkunft der Umweltbelastungen der Produktion von Halbleiterbauelementen*. Berlin, TU Berlin, Diplomarbeit, August 1997
- [39] HERRMANN, G. ; EGERER, K.: *Handbuch der Leiterplattentechnik*. Bd. 2 : Neue Verfahren, Neue Technologien. Saulgau: Eugen G. Leuze Verlag, 1991
- [40] IBM: <http://www.chips.ibm.com/products/interconnect/technology>. Informationen zu C4 und CSPs bei IBM, 1998–2000
- [41] IEE (Hrsg.): *Proceedings of the Clean Electronics Conference (IEE Conference Publication No 415)*. Edinburgh, UK: IEE publications, 1995
- [42] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 1995 International Symposium on Electronics & the Environment ISEE* Piscataway, New Jersey, USA: IEEE publications, 1995
- [43] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 1996 International Symposium on Electronics & the Environment ISEE* Piscataway, New Jersey, USA: IEEE publications, 1996
- [44] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 1997 International Symposium on Electronics & the Environment ISEE* Piscataway, New Jersey, USA: IEEE publications, 1997
- [45] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 1998 International Symposium on Electronics & the Environment ISEE* Piscataway, New Jersey, USA: IEEE publications, 1998
- [46] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 1999 International Symposium on Electronics & the Environment ISEE* Piscataway, New Jersey, USA: IEEE publications, 1999
- [47] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing: EcoDesign '99* / IEEE (Veranst.) Los Alamitos, California, USA: IEEE Computer Society, 1999
- [48] IEEE (Hrsg.): *Proceedings of the 2000 International Symposium on Electronics & the Environment ISEE* Piscataway, New Jersey, USA: IEEE publications, 2000
- [49] INTEL: <http://www.intel.com/intel/museum/25anniv>. A History of Microprocessors, 1998–2000
- [50] INTEL: <http://www.intel.com/pressroom/kits/processors/quickref.htm>. Microprocessor Quick References, 1998–2000
- [51] KENNEDY, P.: <http://www.iccom.com/usrwww/kennedyp/cpuscore.htm>. CPU Benchmark Scores, 1998
- [52] ÖKO-INSTITUT UND UBA: <http://www.oeko.de/service/kea/>. Internetseiten zu KEA inkl. Online-Datenbank, 1998–1999

- [53] KOCH, R.: *Umweltchemikalien – Physikalisch-Chemische Daten, Toxizitäten, Grenz- und Richtwerte, Umweltverhalten*. 3. Auflage. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 1995
- [54] MADALINSKI, A.: *Umweltgerechte Elektronik, Sammlung und Aufbereitung von Umweltdaten zu IC-Packagingtechnologien*. Berlin, Fachhochschule für Technik und Wirtschaft und Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration, Praktikumsbericht, Januar 1998
- [55] MANCK, O.: *Vorlesungsskript Entwurf integrierter Schaltungen I (Digital)*. Berlin: TU Berlin, Institut für Mikroelektronik, 1993
- [56] MEADOWS, D. ; MEADOWS, D. ; ZAHN, E. ; MILLING, P.: *The Limits to Growth (Report of the Club of Rome)*. New York, USA: Universe Books, 1972
- [57] MERCK KGAA: *Sicherheitsdatenblätter auf CD-ROM*. Version D-A-CH 1996/2 bis 1999/2, Darmstadt, 1996–1999
- [58] MERIAN, E. (Hrsg.): *Metals and Their Compounds in the Environment*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 1991
- [59] MICHEL, B. (Hrsg.): *IZM Annual Report 1997*. Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration (IZM). Dresden: Druckhaus Dresden GmbH, 1998
- [60] MICHEL, B. (Hrsg.) ; WINKLER, T. (Hrsg.) ; GOLDENBOGEN, S. (Hrsg.): *IZM Annual Report 1996*. Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration (IZM). Dresden: Druckhaus Dresden GmbH, 1997
- [61] MICROELECTRONICS AND COMPUTER TECHNOLOGY CORPORATION (MCC): *Environmental Consciousness: A Strategic Competitiveness Issue for the Electronics and Computer Industry / MCC*. Austin, Texas, USA, 1993. – Comprehensive Report: Analysis and Synthesis, Task Force Reports, Appendices
- [62] MICROELECTRONICS AND COMPUTER TECHNOLOGY CORPORATION (MCC): *1996 Electronics Industry Environmental Roadmap / MCC*. Austin, Texas, USA, 1996
- [63] MIDDENDORF, A. ; NISSEN, N. F. ; GRIESE, H. ; MÜLLER, J. ; PÖTTER, H. ; REICHL, H. ; STOBBE, I.: EE-Toolbox – A Modular Assessment System for the Environmental Optimization of Electronics. In: IEEE (Hrsg.) (siehe [48])
- [64] MIHARA, I. et al.: Development of the Real Chip Size Package using the Wafer Level Assembly Process. In: *Proceedings of the Fourth Annual Pan Pacific Microelectronics Symposium*. Edina, Minnesota, USA: Surface Mount Technology Association (SMTA), 1999

- [65] MORGENSTERN, H.: *Vergleich eines Drucksensors in TB-BGA und konventioneller Bauweise aus ökologischer Sicht*. Berlin, TU Berlin, Studienarbeit, Mai 2000
- [66] NEC CORPORATION: *LCA for Personal Computers and Displays*, 1998. – zitiert in [33]
- [67] NISSEN, N. F. ; GRIESE, H. ; MIDDENDORF, A. ; MÜLLER, J. ; PÖTTER, H. ; REICHL, H.: Environmental Assessments of Electronics: A New Model to Bridge the Gap Between Full Life Cycle Evaluations and Product Design. In: IEEE (Hrsg.) (siehe [44])
- [68] NISSEN, N. F. ; MIDDENDORF, A.: A Simplified Approach for the Environmental Assessment of Populated Printed Circuit Boards. In: *Proceedings of the EU-PAC '96: European Conference on Electronic Packaging Technology & International Conference on Interconnection Technology in Electronics*. Düsseldorf: DVS Verlag, 1996. – DVS-Berichte Bd. 176, auch veröffentlicht in VTE 1996, Heft 2, S. 66ff.
- [69] OELICHMANN, J.: *Vergleich von quantitativen ökologischen Bewertungsverfahren am Beispiel von Lötpasten*. Berlin, TU Berlin, Diplomarbeit, Juni 1997
- [70] OFFERMAN, A.: <http://einstein.et.tudelft.nl/~offerman/chiplist.html>. CHIPLIST 9.9.5: Technische Details von Mikroprozessoren, Juli 1998
- [71] PHILIPS SEMICONDUCTORS: *Chemical Content of Semiconductor Devices*. Eindhoven, Niederlande, 1996
- [72] PHILIPS SEMICONDUCTORS: <http://www-eu2.semiconductors.com/package>. Chemical Contents of Semiconductors (Online Version), 1999–2000
- [73] POLSSON, K.: <http://www.islandnet.com/~kpolsson/comphist.htm>. A history of Microprocessors, 1994–2000
- [74] PRE CONSULTANTS: <http://www.pre.nl/>. Pre Homepage (Eco-Indicator, SimaPro, ECOit), 1999–2000
- [75] PRE CONSULTANTS: <http://www.pre.nl/eco-it/eco-it.htm>. ECOit LCA Software, 1999–2000
- [76] QUELLA, F. (Hrsg.): *Umweltverträgliche Produktgestaltung: Planung, Werkzeuge, Umsetzung, Beispiele*. Erlangen, München: Publicis-MCD-Verlag, 1998
- [77] RAM, B. ; STEVELS, A. ; GRIESE, H. ; MIDDENDORF, A. ; MÜLLER, J. ; NISSEN, N. F. ; REICHL, H.: Environmental Performance of Mobile Products. In: IEEE (Hrsg.) (siehe [46])

- [78] REICHL, H.: *Vorlesungsskript Entwurf und Technologien von Multi-Chip-Modulen*. Berlin: TU Berlin, Forschungsschwerpunkt Technologien der Mikroperipherik, Oktober 1999
- [79] REICHL, H.: *Vorlesungsskript Halbleiterbauelemente*. Berlin: TU Berlin, Forschungsschwerpunkt Technologien der Mikroperipherik, Oktober 1999
- [80] REICHL, H.: *Vorlesungsskript Technologien der Mikrosystemtechnik II*. Berlin: TU Berlin, Forschungsschwerpunkt Technologien der Mikroperipherik, April 1999
- [81] REICHL, H. ; WOLF, J. ; LANG, K.-D.: http://www.elektroniknet.de/fach-themen/bauelemente/artikel/ek9812c_1.htm. Online-Version der Zeitschrift Elektronik, Heft 12/98, S. 48–57, 1998
- [82] RØNSBERG, H. ; ZACHARIASSEN, K.: *Environmentally friendly component selection for implementation of cleaner technology in the manufacturing of electronic products* / DELTA Danish Electronics, Light & Acoustics. Hoersholm, Dänemark, Dezember 1994. – Environmental specification report, Phase 3
- [83] SCHEEL, W. (Hrsg.): *Baugruppenttechnologie der Elektronik*. Berlin: Verlag Technik, 1997
- [84] SCHMIDT-BLEEK, F.: *Wieviel Umwelt braucht der Mensch?: MIPS – das Maß für ökologisches Wirtschaften*. Berlin, Basel, Boston: Birkhäuser-Verlag, 1993
- [85] SEMICONDUCTOR INDUSTRY ASSOCIATION (SIA): *National Roadmap for Semiconductors* / SIA. San Jose, USA, 1997
- [86] SGS THOMSON ELECTRONICS: <http://www.st.com/stonline/company/environm/>. Inhaltsstoffangaben für IC-Packages, 1999–2000
- [87] SIGMA ALDRICH: <http://www.sigma-aldrich.com/saws.nsf/msdshelp?OpenForm>. Online Katalog und Sicherheitsdatenblätter, 1999–2000
- [88] SOCIETY FOR ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): *Workshop Report: A technical Framework for Life Cycle Assessments* / SETAC. Washington, USA, 1991. – Workshop August 18–23, 1990, Smugglers Notch, Vermont
- [89] SOCIETY FOR ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): *Workshop Report: Results of the Leiden Workshop 2–3 December 1991* / SETAC–Europe. Brüssel, April 1992
- [90] SOCIETY FOR ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice* / SETAC–Europe. Brüssel, 1993
- [91] SOCIETY FOR PROMOTION OF LIFE-CYCLE ASSESSMENT DEVELOPMENT (SPOLD): <http://www.spold.org/>. SPOLD Homepage, 1997–2000

- [92] SOLDERA, M.: *Öko-Computer – Vergleich eines Öko-PC mit einem herkömmlichen PC anhand von Lebenszyklusanalysen LCA*. Studienarbeit an der LIS Vaduz/Chur, herausgegeben im Eigenverlag des Verfassers, Gebenstorf, Schweiz, 1995
- [93] STEEN, B. ; RYDING, S. O.: *The EPS Enviro-Accounting Method / IVL - Swedish Environmental Research Institute*. Göteborg, Schweden, 1992
- [94] STREIT, B.: *Lexikon Ökotoxikologie*. 2. Auflage. Weinheim: VCH Verlagsgemeinschaft, 1994
- [95] TEXAS INSTRUMENTS: http://www.ti.com/sc/docs/package/pkg_info.htm. IC Package Information, 1999–2000
- [96] TU DELFT: <http://www.io.tudelft.nl/research/dfs/idemat/index.htm>. Idemat Startpage and Online Database, 1996–2000
- [97] UMWELTBUNDESAMT UBA (Hrsg.): *Bewertung wassergefährdender Stoffe / UBA*. Berlin, 1979. – LTwS-Nr. 10
- [98] UMWELTBUNDESAMT UBA (Hrsg.): *Ökobilanzen für Produkte: Bedeutung-Sachstand-Perspektiven / UBA*. Berlin, Juli 1992. – UBA-Texte 38/92
- [99] UMWELTBUNDESAMT UBA (Hrsg.): *Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen / UBA*. Berlin, 1995. – UBA-Texte 23/95
- [100] UMWELTBUNDESAMT UBA (Hrsg.): *Katalog wassergefährdender Stoffe / UBA*. Berlin, 1996. – LTwS-Nr. 12
- [101] UMWELTBUNDESAMT UBA: <http://www.umweltbundesamt.de/wgs/wgs-index.htm>. Katalog wassergefährdender Stoffe (Neuregelung 1999), Mai 1999
- [102] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (Hrsg.): *Konstruieren recyclinggerechter technischer Produkte: Grundlagen und Gestaltungsregeln / VDI*. Düsseldorf, 1993. – VDI-Richtlinie 2243
- [103] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI): *Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden / VDI-Gesellschaft Energietechnik*. Düsseldorf, Mai 1995. – Entwurf zur VDI-Richtlinie 4600
- [104] WAGEMANN, H.-G. ; BANSE, K.-D.: Optionen der Halbleitertechnologie für Produktionssysteme. In: SPUR, G. (Hrsg.): *Optionen zukünftiger industrieller Produktionssysteme*. Berlin: Akademie Verlag, 1997
- [105] ZEMPEL, J. ; LEDERER, S.: *Ökologische Bewertung einer Flachbaugruppe am Beispiel der DSP-Unit eines TV-HDTV-Konverters*. Berlin, Fachhochschule Berlin Deutsche Telekom AG, Diplomarbeit, Oktober 1995

- [106] ZVEI: *Leitfaden - Vermeidung flammhemmender Zusätze in Kunststoffen* / ZVEI-Arbeitskreis Produktionstechnik. Frankfurt am Main, Dezember 1992
- [107] ZVEI (Hrsg.): *PROnova - Innovative Prozesse und Bauweisen für Elektronik- und verwandte mikrotechnische Produkte* / ZVEI. Frankfurt am Main, April 1999. - Abschlussbericht

Anhang A: R-Werte-Listen mit Einstufungen für TPI-Berechnungen

R-Werte nach Gruppen sortiert

R-Wert	Bedeutung	N_{R_WGK} (Normskalenwert)
R50	Sehr giftig für Wasserorganismen	6
R51	Giftig für Wasserorganismen	5
R52	Schädlich für Wasserorganismen	4
R53	Kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben	4

Tab. A.1: Gefährdung der Umwelt, WGK-Überschneidung.

R-Wert	Bedeutung	N_R (Normskalenwert)
R59	Gefährlich für die Ozonschicht	7
R54	Giftig für Pflanzen	4
R55	Giftig für Tiere	4
R56	Giftig für Bodenorganismen	4
R58	Kann längerfristig schädliche Wirkungen auf die Umwelt haben	4
R57	Giftig für Bienen	3

Tab. A.2: Gefährdung der Umwelt.

R-Wert	Bedeutung	N_R (Normskalenwert)
R46	Kann vererbare Schäden verursachen	6
R60	Kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen	6
R61	Kann das Kind im Mutterleib schädigen	6
R62	Kann möglicherweise die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen	4
R63	Kann das Kind im Mutterleib möglicherweise schädigen	4

Tab. A.3: Spezifische Gesundheitsschäden.

R-Wert	Bedeutung	N_{R_MAK} (Normskalenwert)
R26	Sehr giftig beim Einatmen	7
R45	Kann Krebs erzeugen	6
R49	Kann Krebs erzeugen beim Einatmen	6
R23	Giftig beim Einatmen	5
R20	Gesundheitsschädlich beim Einatmen	3
R37	Reizt die Atmungsorgane	2
R42	Sensibilisierung durch Einatmen möglich	2

Tab. A.4: Toxische Eigenschaften, MAK-Überschneidung.

R-Wert	Bedeutung	N_R (Normskalenwert)
R27	Sehr giftig bei Berührung mit der Haut	7
R28	Sehr giftig beim Verschlucken	6
R39	Ernstes Gefahr irreversiblen Schadens	6
R24	Giftig bei Berührung mit der Haut	5
R32	Entwickelt bei Berührung mit Säure sehr giftige Gase	5
R35	Verursacht schwere Verätzungen	5
R40	Irreversibler Schaden möglich	5
R48	Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition	5
R25	Giftig beim Verschlucken	4
R29	Entwickelt bei Berührung mit Wasser giftige Gase	4
R33	Gefahr kumulativer Wirkungen	4
R41	Gefahr ernster Augenschäden	4
R64	Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen	4
R21	Gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut	3
R31	Entwickelt bei Berührung mit Säure giftige Gase	3
R34	Verursacht Verätzungen	3
R22	Gesundheitsschädlich beim Verschlucken	2
R36	Reizt die Augen	2
R38	Reizt die Haut	2
R43	Sensibilisierung durch Hautkontakt möglich	2

Tab. A.5: Toxische Eigenschaften.

R-Wert	Bedeutung	N_R (Normskalenwert)
R12	Hochendzündlich	4
R17	Selbstentzündlich an der Luft	4
R3	Durch Schlag, Reibung, Feuer oder andere Zündquellen besonders explosionsgefährlich	4
R1	In trockenem Zustand explosionsgefährlich	3
R15	Reagiert mit Wasser unter Bildung hochentzündlicher Gase	3
R2	Durch Schlag, Reibung, Feuer oder andere Zündquellen explosionsgefährlich	3
R11	Leichtentzündlich	2
R16	Explosionsgefährlich in Mischung mit brandfördernden Stoffen	2
R18	Bei Gebrauch Bildung explosionsfähiger/leichtentzündlicher Dampf-Luftgemische möglich	2
R19	Kann explosionsfähige Peroxide bilden	2
R30	Kann bei Gebrauch leicht entzündlich werden	2
R4	Bildet hochempfindliche explosionsfähige Metallverbindungen	2
R6	Mit und ohne Luft explosionsfähig	2
R7	Kann Brand verursachen	2
R9	Explosionsgefahr bei Mischung mit brennbaren Stoffen	2
R10	Entzündlich	1
R14	Reagiert heftig mit Wasser	1
R44	Explosionsgefahr bei Erhitzen unter Einschluss	1
R5	Beim Erwärmen explosionsfähig	1
R8	Feuergefahr bei Berührung mit brennbaren Stoffen	1

Tab. A.6: Besondere Gefährdungen.

R-Werte alphabetisch sortiert mit Kombinationswerten

R-Wert	Bedeutung	N_R
R1	In trockenem Zustand explosionsgefährlich	3
R2	Durch Schlag, Reibung, Feuer oder andere Zündquellen explosionsgefährlich	3
R3	Durch Schlag, Reibung, Feuer oder andere Zündquellen besonders explosionsgefährlich	4
R4	Bildet hochempfindliche explosionsfähige Metallverbindungen	2
R5	Beim Erwärmen explosionsfähig	1
R6	Mit und ohne Luft explosionsfähig	2
R7	Kann Brand verursachen	2
R8	Feuergefahr bei Berührung mit brennbaren Stoffen	1
R9	Explosionsgefahr bei Mischung mit brennbaren Stoffen	2
R10	Entzündlich	1
R11	Leichtentzündlich	2
R12	Hochendzündlich	4
R14	Reagiert heftig mit Wasser	1
R15	Reagiert mit Wasser unter Bildung hochentzündlicher Gase	3
R16	Explosionsgefährlich in Mischung mit brandfördernden Stoffen	2
R17	Selbstentzündlich an der Luft	4
R18	Bei Gebrauch Bildung explosionsfähiger/leichtentzündlicher Dampf-Luftgemische möglich	2
R19	Kann explosionsfähige Peroxide bilden	2
R20	Gesundheitsschädlich beim Einatmen	3 (R _{MAK})
R21	Gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut	3
R22	Gesundheitsschädlich beim Verschlucken	2
R23	Giftig beim Einatmen	5 (R _{MAK})
R24	Giftig bei Berührung mit der Haut	5

Tab. A.7: Komplette Liste der R-Werte-Einstufungen.

(fortgesetzt auf nächster Seite)

R-Wert	Bedeutung	N_R
R25	Giftig beim Verschlucken	4
R26	Sehr giftig beim Einatmen	7 (R _{MAK})
R27	Sehr giftig bei Berührung mit der Haut	7
R28	Sehr giftig beim Verschlucken	6
R29	Entwickelt bei Berührung mit Wasser giftige Gase	4
R30	Kann bei Gebrauch leicht entzündlich werden	2
R31	Entwickelt bei Berührung mit Säure giftige Gase	3
R32	Entwickelt bei Berührung mit Säure sehr giftige Gase	5
R33	Gefahr kumulativer Wirkungen	4
R34	Verursacht Verätzungen	3
R35	Verursacht schwere Verätzungen	5
R36	Reizt die Augen	2
R37	Reizt die Atmungsorgane	2 (R _{MAK})
R38	Reizt die Haut	2
R39	Ernste Gefahr irreversiblen Schadens	6
R40	Irreversibler Schaden möglich	5
R41	Gefahr ernster Augenschäden	4
R42	Sensibilisierung durch Einatmen möglich	2 (R _{MAK})
R43	Sensibilisierung durch Hautkontakt möglich	2
R44	Explosionsgefahr bei Erhitzen unter Einschluss	1
R45	Kann Krebs erzeugen	6 (R _{MAK})
R46	Kann vererbare Schäden verursachen	6
R48	Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition	5
R49	Kann Krebs erzeugen beim Einatmen	6 (R _{MAK})
R50	Sehr giftig für Wasserorganismen	6 (R _{WGK})
R51	Giftig für Wasserorganismen	5 (R _{WGK})
R52	Schädlich für Wasserorganismen	4 (R _{WGK})
R53	Kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben	4 (R _{WGK})
R54	Giftig für Pflanzen	4
R55	Giftig für Tiere	4

Tab. A.7: Komplette Liste der R-Werte-Einstufungen.

(fortgesetzt auf nächster Seite)

R-Wert	Bedeutung	N_R
R56	Giftig für Bodenorganismen	4
R57	Giftig für Bienen	3
R58	Kann längerfristig schädliche Wirkungen auf die Umwelt haben	4
R59	Gefährlich für die Ozonschicht	7
R60	Kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen	6
R61	Kann das Kind im Mutterleib schädigen	6
R62	Kann möglicherweise die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen	4
R63	Kann das Kind im Mutterleib möglicherweise schädigen	4
R64	Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen	4
R14/15	Reagiert heftig mit Wasser unter Bildung hochentzündlicher Gase	3,08
R15/29	Reagiert mit Wasser unter Bildung giftiger und hochentzündlicher Gase	4,3
R20/21	Gesundheitsschädlich beim Einatmen und bei Berührung mit der Haut	3,67
R20/22	Gesundheitsschädlich beim Einatmen und Verschlucken	3,28
R20/21/22	Gesundheitsschädlich beim Einatmen, Verschlucken und Berührung mit der Haut	3,82
R21/22	Gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut und beim Verschlucken	3,28
R23/24	Giftig beim Einatmen und bei Berührung mit der Haut	5,69
R23/25	Giftig beim Einatmen und Verschlucken	5,31
R23/24/25	Giftig beim Einatmen, Verschlucken und Berührung mit der Haut	5,86
R24/25	Giftig bei Berührung mit der Haut und beim Verschlucken	5,31
R26/27	Sehr giftig beim Einatmen und bei Berührung mit der Haut	7,69 \Rightarrow 7
R26/28	Sehr giftig beim Einatmen und Verschlucken	7,31 \Rightarrow 7
R26/27/28	Sehr giftig beim Einatmen, Verschlucken und Berührung mit der Haut	7,86 \Rightarrow 7

Tab. A.7: Komplette Liste der R-Werte-Einstufungen.

(fortgesetzt auf nächster Seite)

R-Wert	Bedeutung	N_R
R27/28	Sehr giftig bei Berührung mit der Haut und beim Verschlucken	7,31 \Rightarrow 7
R36/37	Reizt die Augen und die Atmungsorgane	2,62
R36/38	Reizt die Augen und die Haut	2,62
R36/37/38	Reizt die Augen, Atmungsorgane und die Haut	3
R37/38	Reizt die Atmungsorgane und die Haut	2,62
R39/23	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen	6,31 (R_{MAK})
R39/24	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens bei Berührung mit der Haut	6,31
R39/25	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Verschlucken	6,12
R39/23/24	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen und bei Berührung mit der Haut	6,55
R39/23/25	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen und durch Verschlucken	6,4
R39/24/25	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens bei Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	6,4
R39/23/24/25	Giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen, Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	6,62
R39/26	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen	7,3 \Rightarrow 7 (R_{MAK})
R39/27	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens bei Berührung mit der Haut	7,31 \Rightarrow 7
R39/28	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Verschlucken	6,69
R39/26/27	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen und bei Berührung mit der Haut	7,86 \Rightarrow 7
R39/26/28	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen und durch Verschlucken	7,55 \Rightarrow 7
R39/27/28	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens bei Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	7,55 \Rightarrow 7

Tab. A.7: Komplette Liste der R-Werte-Einstufungen.

(fortgesetzt auf nächster Seite)

R-Wert	Bedeutung	N_R
R39/26/27/28	Sehr giftig: ernste Gefahr irreversiblen Schadens durch Einatmen, Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	8,01 \Rightarrow 7
R40/20	Gesundheitsschädlich: Möglichkeit irreversiblen Schadens durch Einatmen	5,12 _(R,MAK)
R40/21	Gesundheitsschädlich: Möglichkeit irreversiblen Schadens bei Berührung mit der Haut	5,12
R40/22	Gesundheitsschädlich: Möglichkeit irreversiblen Schadens durch Verschlucken	5,04
R40/20/21	Gesundheitsschädlich: Möglichkeit irreversiblen Schadens durch Einatmen und bei Berührung mit der Haut	5,23
R40/20/22	Gesundheitsschädlich: Möglichkeit irreversiblen Schadens durch Einatmen und durch Verschlucken	5,16
R40/21/22	Gesundheitsschädlich: Möglichkeit irreversiblen Schadens bei Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	5,16
R40/20/21/22	Gesundheitsschädlich Möglichkeit irreversiblen Schadens durch Einatmen, Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	5,26
R42/43	Sensibilisierung durch Einatmen und Hautkontakt möglich	2,62
R48/20	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen	5,12 _(R,MAK)
R48/21	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Berührung mit der Haut	5,12
R48/22	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Verschlucken	5,04
R48/20/21	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen und durch Berührung mit der Haut	5,23

Tab. A.7: Komplette Liste der R-Werte-Einstufungen.

(fortgesetzt auf nächster Seite)

R-Wert	Bedeutung	N_R
R48/20/22	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen und durch Verschlucken	5,16
R48/21/22	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	5,16
R48/20/21/22	Gesundheitsschädlich: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen, Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	5,26
R48/23	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen	5,69 <small>(R_{MAK})</small>
R48/24	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Berührung mit der Haut	5,69
R48/25	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Verschlucken	5,31
R48/23/24	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen und durch Berührung mit der Haut	6,09
R48/23/25	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen und durch Verschlucken	5,86
R48/24/25	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	5,86
R48/23/24/25	Giftig: Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition durch Einatmen, Berührung mit der Haut und durch Verschlucken	6,21
R50/53	Sehr giftig für Wasserorganismen, kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben	6,12 <small>(R_{WGK})</small>
R51/53	Giftig für Wasserorganismen, kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben	5,31 <small>(R_{WGK})</small>
R52/53	Schädlich für Wasserorganismen, kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben	4,68 <small>(R_{WGK})</small>

Tab. A.7: Komplette Liste der R-Werte-Einstufungen.

Anhang B: Kurzbeschreibung des WGK99-Verfahrens

Grundlage VwVwS (Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe) vom 29. Mai 1999 (in [101])

Die Bestimmung der Wassergefährdungsklassen (WGK) erfolgt seit Mitte 1999 auf der Grundlage der R-Werte, da diese bereits Teil des europäischen Gefahrstoffrechts sind, während die WGK so bisher nur in Deutschland existieren. Betroffen sind jene R-Werte, die weitgehend auf denselben wissenschaftlichen Grunddaten aufsetzen, die auch in die alte WGK-Berechnung eingegangen sind, das heißt insbesondere Ergebnisse von Toxizitätstests, und darunter besonders jene mit Bezug zu Wasserorganismen.

Nach den Ausführungen der VwVwS 1999 werden die Einstufungen der meisten Stoffe demnach durch Ermittlung der entsprechenden R-Werte und anschließende Zusammenfassung mit einem neuen Punktesystem generiert. Die zugrundeliegenden LC₅₀ etc. müssen dem Umweltbundesamt (UBA) zur Veröffentlichung weitergegeben werden, das heißt alleine die R-Werte aus einem Datenblatt reichen nicht zur korrekten Einstufung bzw. Bekanntmachung. Darüber hinaus gibt es noch diverse Fälle, in denen „Vorgabewerte“ berücksichtigt werden müssen. Die Vorgabewerte greifen ein, wenn für die Wassergefährdung (bzw. die R-Werte) benötigte Toxizitätswerte oder Angaben zur Abbaubarkeit und Bioakkumulation nicht (vollständig) vorhanden sind.

Die alte WGK 0 *im allgemeinen nicht wassergefährdend* wird gestrichen, stattdessen gibt es jetzt eine „neue“ Einstufung als *nicht wassergefährdend* (kurz „*nwg*“). Die Grenzlinie zwischen *nwg* und WGK 1 hängt unter Umständen von mehr Stoffparametern als nur den R-Werten und deren Grundlagen ab (Wasserlöslichkeit, Fisch- / Floh- / Algentoxizität und biologische Abbaubarkeit gehen ein).

Kurzdarstellung des Bewertungsablaufs

- R-Sätze ⇒ „Bewertungspunkte“ (jeweils 0–9) ⇒ addieren, dabei Listen „nicht additiv“ eingehender R-Werte berücksichtigen
- fehlende Angaben ⇒ „Vorgabewerte“ (2–8) ⇒ ggf. zu Bewertungspunkten addieren
- WGK zuordnen: 0(!)–4 Punkte = WGK 1, 5–8 Punkte = WGK 2, ≥9 Punkte = WGK 3
- Nachprüfung der 0-Punkte-Kandidaten, ggf. Einstufung als *nwg*

Neben den R-Werten und deren neuen Punktezahlen werden zur Einstufung eines Stoffes die Listen „nicht additiv“ eingehender R-Werte, die Grunddaten zur Ermittlung der Vorgabewerte und ggf. die Daten für die Nachprüfung benötigt.

Vergleich des alten und neuen Bewertungsschemas

<p>alte Berechnung:</p> <p>wissenschaftliche Grunddaten → altes Punktesystem → WGK 0–3</p> <p>neue Berechnung:</p> <p>wissenschaftliche Grunddaten → R-Werte R-Werte + Zusatzkriterien + „nicht additiv“-Listen → neues Punktesystem → WGK 1–3 oder <i>nwg</i> bei 0 Punkten und Nachprüfung</p>
--

Diskussion im Hinblick auf R-Werte und WGK in der TPI-Berechnung

Durch die Umstellung der WGK-Bewertungsgrundlage kann im TPI-Modell eine Doppelbewertung bestimmter R-Werte erfolgen. Die Auswirkungen und Schlussfolgerungen sollen kurz dargelegt werden.

Insbesondere die kanzerogene Einstufung (R45) bzw. Erbschäden (R46) führen automatisch zur Einstufung als WGK 3 (durch 9 Bewertungspunkte). An diesem Extremfall lässt sich der gegenwärtige Stand der Datenlage diskutieren. In der Vergangenheit waren bereits häufig auffällige Diskrepanzen zwischen WGK und R-Werten eines Sicherheitsdatenblattes sichtbar. Ein Stoff mit WGK 3 sollte doch zumindest R52 oder R53 („schädliche“ bzw. „längerfristig schädliche“ Wirkung in Gewässern) haben. Gleiche Probleme treten auch bei der R-Kennzeichnung der Kanzerogenität auf: Auch Stoffe, die in der MAK-Werte-Liste in den Anhängen IIIA1 oder IIIA2 geführt werden, haben nur sehr selten eine Kennzeichnung als R45 (lediglich z.B. Epichlorhydrin oder Arsentrioxid).

Demzufolge bleibt die Strategie sinnvoll, die verschiedenen Datenquellen parallel in das Bewertungsmodell eingehen zu lassen, und bei der Verrechnung intern Doppelbewertungen – soweit sie eindeutig feststellbar sind – zu eliminieren. Im Zweifelsfall gilt weiter die Maxime der Worst-Case-Berechnung: Das TPI-Modell bewertet Stoffe mit zuzuordnenden negativen Eigenschaften als (potentiell!) schädlich, auch wenn die Wirkung in der Realität und speziell in der Elektronik nicht sehr wahrscheinlich ist. Sofern die Eingangsgrößen weiterhin als gründlich recherchierte Experteneinstufungen angesehen werden, ist für das TPI-Modell unerheblich, ob einzelne der „wissenschaftlichen Grunddaten“ mehrere der Eingangsgrößen beeinflussen können.

Ein weiterer Problemfall der WGK existiert weiterhin: Laut VwVwS, Anhang 1, gelten „Metalle, soweit sie fest sind, nicht in kolloidaler Lösung vorliegen und nicht mit Wasser oder Luftsauerstoff reagieren“ als *nwg* (ehemals WGK 0). Die offensichtlichen Ausnah-

men wären also Quecksilber (da nicht fest), Silber (wenn –theoretisch– in kolloidaler Lösung), oder zum Beispiel Natrium (reagiert mit Wasser). Potentiell kanzerogene Metalle wie Nickel müssen entweder nach obiger Definition als *nwg* eingestuft werden, oder in WGK 3 (wenn durch R-Wert als kanzerogen ausgewiesen). Nickel hat bisher jedoch keine R45-Kennzeichnung. In Sicherheitsdatenblättern wird dennoch darauf verwiesen, dass Nickel nicht in Gewässer gelangen sollte, woraus sich eine gewisse Gewässergefährdung zumindest vermuten lässt.

Auch die R-Werte von z.B. Blei reichen für eine Einstufung als WGK 2, sofern nicht die *nwg*-Einstufung als Metall Vorrang hat (Pb=R61, R20/22, R33, R62 ergibt rechnerisch 9 Bewertungspunkte und WGK 3; allerdings soll R62 „nicht additiv zu R61 zugeordnet“ werden – dies ergibt dann 7 Bewertungspunkte und immerhin noch WGK 2).

Die Liste der R-Werte mit potentieller WGK-Überschneidung ist im Prinzip wesentlich länger geworden. Vorher waren nur die direkt wasserbezogenen R-Werte gesondert zu behandeln:

R50 „Sehr giftig für Wasserorganismen“,
 R51 „Giftig für Wasserorganismen“,
 R52 „Schädlich für Wasserorganismen“
 und R53 „Kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben“
 sowie deren Kombinationssätze R50/53, R51/53, R52/53.

Jetzt gehen explizit

R21, R22, R24, R25, R27, R28, R29, R33, R40, R45, R46,
 R50, [R51 fehlt hier in der VwVwS!], R52, R53, R60, R61, R62, R63 und R65

in die WGK-Berechnung ein, sowie in Kombinationssätzen auch

R20, R23, R26 (gesundheitsschädlich, giftig, sehr giftig beim Einatmen),
 R39 (Ernste Gefahr irreversiblen Schadens),
 R40 (Irreversibler Schaden möglich) und
 R48 (Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition).

Die „nicht additive“ Einstufung diverser Bewertungspunkte erschwert die automatische Umsetzung der zusätzlichen Überschneidungen durch die neue WGK-Berechnung (und den direkten Vergleich mit der R-Werte-Einstufung des TPI). Meist wird bei der WGK-Berechnung ein schwächer eingestufter R-Wert zugunsten eines thematisch ähnlichen, aber stärker bewerteten Wertes fallengelassen. Durch die unterschiedlichen Größenordnungen der Einstufungen beim TPI ergäben sich in diesen Fällen nur kleinere Abweichungen (die Summe der R-Bewertungen liegt sehr dicht bei der Einzeleinstufung des höheren R-Wertes).

Jedoch werden in der VwVwS auch die Kombinationswerte gleichartiger Stärke „nicht additiv“ zugeordnet: So sind zum Beispiel R21, R22, R20/21, R20/22, R20/21/22, R21/22 alle mit 1 Bewertungspunkt eingestuft (R20=„gesundheitsschädlich beim Ein-

atmen“ alleine wohlgermerkt nicht). Bei der TPI-Berechnung erreichen mehrere gleiche R-Bewertungen als Kombinationssatz gerade die nächste Größenordnung (da drei ungefähr gleich e), d.h. $R_{20}=3$, $R_{21}=3$, $R_{22}=2 \Rightarrow R_{20/21}=3,67$, $R_{20/21/22}=3,82$. Das „bedingt additive“ Aggregationsverfahren des TPI-Modells verursacht also tendenziell eine höhere Bewertung als die „nicht additive“ Vorgehensweise der WGK-Bestimmung. Die Bewertungspunkte werden allerdings bei der WGK nicht ausgewertet, da nur 3 WGK-Stufen gebildet werden.

Fazit

Da die Datenlage in veröffentlichten WGK-Listen und Sicherheitsdatenblättern weiter uneinheitlich ist, sollte die WGK nicht sofort wegen kompletter Überschneidung zu dem Informationsgehalt der R-Werten als Eingangsgröße des TPI gestrichen werden. Vielmehr gilt die WGK weiterhin als eine sinnvolle Einschätzung einer Expertenkommission; nur dass das Bestimmungsverfahren vereinfacht wurde und sich einige Werte derzeit ändern werden (oder schon haben, aber in dieser Arbeit noch nicht berücksichtigt werden konnten).

Sofern die R-Werte, die zur WGK-Berechnung unter Umständen durch neue Prüfungen vergeben werden, auch wirklich auf den Datenblättern auftauchen (siehe Gegenbeispiele oben), findet allerdings tatsächlich eine Doppelbewertung bei einigen, auch recht häufigen R-Werten statt. Andererseits existieren diese Doppelungen auf der Ebene der wissenschaftlichen Grunddaten ohnehin – als Paradebeispiel können LD_{50} -Werte in MAK-Werte, R-Werte und (alte) WGKs eingehen. Dies bedeutet eben, dass einige „wissenschaftliche Erkenntnisse“ die Gesamtbewertung (und die allgemeine Meinung zu einem Stoff) stärker beeinflussen, als zum Beispiel der sicherheitsrelevante, aber wenig umweltkritische R-Wert R10 „entzündlich“.

Anhang C: Umrechnung von Rohenergieträgern in Primärenergie

Energieträger	Originalbezeichnung	Umrechnungsfaktor
Wasserkraft	barrage water	0,01 MJ/kg
Kohle	coal	29,3 MJ/kg
	coal ETH	18 MJ/kg
	coal FAL	26,4 MJ/kg
Rohöl	crude oil	41 MJ/kg
	crude oil (feedstock)	41 MJ/kg
	crude oil ETH	42,6 MJ/kg
	crude oil FAL	42 MJ/kg
	crude oil IDEMAT	42,7 MJ/kg
Gas	gas from oil production	40,9 MJ/m ³
	lignite	10 MJ/kg
	lignite ETH	8 MJ/kg
Erdgas	natural gas	30,3 MJ/kg
	natural gas (feedstock)	35 MJ/m ³
	natural gas (vol)	36,6 MJ/m ³
	natural gas ETH	35 MJ/m ³
	natural gas FAL	46,8 MJ/kg
Uran	uranium (in ore)	451000 MJ/kg
	uranium (ore)	1110 MJ/kg
	uranium FAL	2291 MJ/g
Holz	wood	15,3 MJ/kg
	wood (feedstock)	15,3 MJ/kg
	wood and wood wastes feedstock	9,5 MJ/kg
Methan	methane (kg)	35,9 MJ/kg
Biomasse	biomass (feedstock)	1 MJ/MJ

Tab. C.1: Umrechnung von Rohenergieträgern zu Primärenergie nach der Energy-Bewertungsklasse bei SimaPro4.

Tabelle C.1 enthält Umrechnungsfaktoren von Rohenergieträgern zu Primärenergieverbräuchen nach Prozessbilanzen in SimaPro4 [23, 74]. Dabei wurden je nach Quellenlage auch mehrere Umrechnungsfaktoren gebildet, da die zugrundeliegenden Prozesse mitunter recht unterschiedliche Annahmen machen.

Erläuterung der Begriffe in den Originalbezeichnungen:

- barrage water „Nutzwasser“ zur Elektrizitätserzeugung
- feedstock bezeichnet die Nutzung als Brennstoff bzw. zur Zufeuerung
- ETH, FAL, IDEMAT Kennzeichnung der ursprünglichen Quellen
- uranium „(in ore)“ bezeichnet angereichertes Uran (den „im Erz“ enthaltenen Urananteil), „(ore)“ bezeichnet dagegen uranhaltiges Erz

Anhang D: Toxizität der Stoffanteile eines CMOS-ICs

Bei der Toxizitätsbewertung von Elektronik tritt häufiger die Frage auf, wie gefährlich die „giftigen“ Dotierungsstoffe in ICs sind. Die nachfolgende Abschätzung erklärt, warum in dieser Arbeit die ICs als reines Silizium angesetzt werden. Dazu werden die Stoffanteile eines vereinfachten CMOS-ICs abgeschätzt (angelehnt an 1,2 μm -Technologie nach [55, 26]).

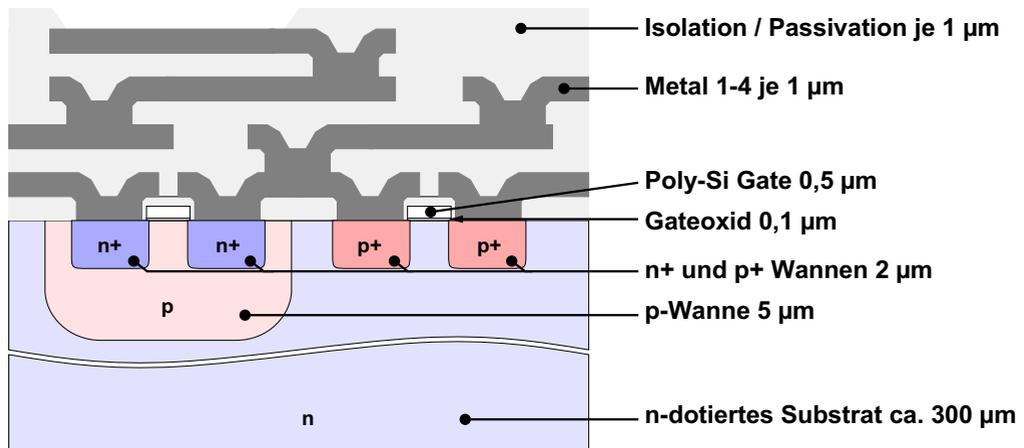


Abb. D.1: Vereinfachter Schnitt durch CMOS-IC (nicht maßstäblich).

Die Vereinfachungen und Einschränkungen liegen darin, dass ein sehr einfacher CMOS-Aufbau mit nur ca. 8–10 Maskenebenen (ohne Buried Layer, ohne Epitaxie, ohne Trenches) betrachtet wird und dass für die Abschätzung der Dotieratome Worst-Case-Annahmen, zum Beispiel mit jeweils 100 % Flächenanteil für p, n+ und p+ Dotierungen, angesetzt werden.

Annahmen der Dotierungen:

- Dotierungsatome seien Bor (p) und Arsen (n)
- Substrat sei n-dotiert mit ca. $2 \cdot 10^{15}$ Atomen pro cm^3
- p-Wanne sei dotiert mit ca. 10^{17} Atomen pro cm^3

- p+ Dotierung bis ca. 10^{21} Atome pro cm^3
- n+ Dotierung ca. 10^{18} bis 10^{20} Atome pro cm^3
- Anzahl der Siliziumatome wird mit $5 \cdot 10^{22}$ Atomen pro cm^3 abgeschätzt

Annahmen der Materialien und Dicken:

- Leiterbahnen aus Al mit ca. $1 \mu\text{m}$ Dicke (eigentlich meist AlSi1)
- Isolationsschichten als SiO_2 ebenfalls $1 \mu\text{m}$ Dicke (kein Si_3N_4 berücksichtigt)
- Gateoxid als SiO_2 mit $0,1 \mu\text{m}$ Dicke
- Gate sei Polysilizium (als Si berechnet) mit $0,5 \mu\text{m}$ Dicke
- n+ und p+ Implantation seien $2 \mu\text{m}$ tief
- p-Wanne sei $5 \mu\text{m}$ tief
- Wafer wird mit $300 \mu\text{m}$ Dicke plus die genannten Schichten abgeschätzt

Volumen-/Massenberechnung ohne Dotierungen:

Schicht	Dicke μm	Flächenanteil	rel. Volumen	Gewichtsbeitrag pro cm^2
Substrat	300	100 %	300	69,87 mg Si
Feldoxid	2	50 %	1	0,265 mg SiO_2
Gateoxid	0,1	20 %	0,02	0,0053 mg SiO_2
Gate	0,5	20 %	0,1	0,02329 mg (Poly-)Si
Metal 1-4	je 1	4×30 %	1,2	0,32376 mg Al (AlSi1)
Isolation	je 1	3×70 % + 1×90 %	3	0,795 mg SiO_2

Abschätzung der Dotierungen:

Der Umrechnungsfaktor $\lambda_{n,p}$ zwischen dem Volumen eines Dotierungsgebietes und dem ungefähren Gewichtsbeitrag der Dotierungsatome wird folgendermaßen berechnet:

$$\lambda_{n,p} = \text{Dichte}_{\text{Si}} \frac{\text{Atomgewicht}_{n,p}}{\text{Atomgewicht}_{\text{Si}}} \text{Dotierungsdichte}_{n,p}$$

mit $\text{Dichte}_{\text{Si}} \approx 2,329 \text{ mg/mm}^3$, $\text{Atomgewicht}_{\text{Si}} \approx 4,66 \cdot 10^{-20} \text{ mg}$,
 $\text{Atomgewicht}_{\text{As}} \approx 1,24 \cdot 10^{-19} \text{ mg}$, $\text{Atomgewicht}_{\text{B}} \approx 1,80 \cdot 10^{-20} \text{ mg}$,
 $\text{Dotierungsdichte}_n = 4 \cdot 10^{-8}$, $\text{Dotierungsdichte}_p = 2 \cdot 10^{-6}$,
 $\text{Dotierungsdichte}_{n+} = 2 \cdot 10^{-3}$ und $\text{Dotierungsdichte}_{p+} = 2 \cdot 10^{-2}$.

Schicht	Dicke	Fläche	Vol. Si	$\lambda_{n,p}$	Gewichtsbeitrag pro cm^2
Dotierung in Substrat	$300 \mu\text{m}$	100 %	300	$0,249 \cdot 10^{-6}$	$7,455 \cdot 10^{-6} \text{ mg As}$
Dotierung p-Wanne	$5 \mu\text{m}$	100 %	5	$1,793 \cdot 10^{-6}$	$0,896 \cdot 10^{-6} \text{ mg B}$
Dotierung n+	$2 \mu\text{m}$	100 %	2	$12,426 \cdot 10^{-3}$	$2,485 \cdot 10^{-3} \text{ mg As}$
Dotierung p+	$2 \mu\text{m}$	100 %	2	$17,928 \cdot 10^{-3}$	$3,586 \cdot 10^{-3} \text{ mg B}$

Die Stoffzusammensetzung ist nach dieser Abschätzung

- >98 % Si
- 1,49 % SiO₂
- 0,45 % Al (bzw. AlSi1)
- 0,016 % As-Dotierung
- 0,007 % B-Dotierung

Bei realistischeren Dotierungsflächen werden die Dotierungen nochmals um den Faktor 3-4 geringer (99 % der Dotierungsatome befinden sich in den hochdotierten Drain/Source-Gebieten, die ca. 20–30 % der Fläche eines ICs ausmachen können). Bei moderneren CMOS-Prozessen kommen mehr dotierte Gebiete hinzu, gleichzeitig sind die Implantationstiefen sicher geringer als die Annahmen bei diesem Beispiel.

Der Anteil der Dotierungsatome in einem IC ist nach dieser Analyse aus toxikologischer Sicht vernachlässigbar. Die Anteile der Metallisierungen und Oxidschichten werden zur einfacheren Handhabung ebenfalls weggelassen.

Anhang E: Beschreibung von Beispielkomponenten

E.1 Varianten von Flachbaugruppen

Die klassische Flachbaugruppe besteht aus einer Leiterplatte mit aufgelöteten Bauelementen und vereint folgende Grundeigenschaften:

- elektrische Verbindung zwischen Bauelementanschlüssen herstellen,
- die Bauelemente mechanisch befestigen und im Gerät montierbar machen,
- die Temperatur heißer, aktiver Bauelemente abführen und verteilen.

Die elektrotechnische Verbindungstechnik umfasst neben der Flachbaugruppe zur Verbindung zwischen Bauelementen weitere Hierarchiestufen von Kontaktstellen. Einerseits sind dies die Verbindungen der ICs innerhalb ihrer Gehäuse und andererseits die Verbindung zwischen mehreren Flachbaugruppen und mit den Bedienelementen und elektromechanischen Teilen eines Gerätes.

Historisch wurde die innerste dieser Hierarchieebenen, die Chipverbindungstechnik, von den Chipherstellern selbst durchgeführt und weiterentwickelt. Die Massenfertigung mit speziell entwickelten Maschinen wurde aus Kostengründen dann mehr und mehr nach Fernost verlagert, sodass im Laufe der Zeit die IC-Herstellung (Schwerpunkt in den USA, mittlerweile gefolgt von Europa vor Japan), das IC-Packaging (in Fernost) und die Leiterplattentechnologie (in allen Industrieländern) immer stärker getrennt wurden.

Mittlerweile ist durch die Hochintegration auf der Flachbaugruppe jedoch wieder eine stärkere Annäherung der Technologien der Chipverbindungen und der Bauelementverbindungen zu verzeichnen, sodass diese Bereiche in enge Wechselwirkung treten und zum Teil verschmelzen. Einerseits werden Chipverbindungstechniken immer häufiger direkt auf Leiterplatten eingesetzt (z.B. Drahtbonden oder Flip Chip), andererseits dringt die Leiterplattentechnologie durch die Verkleinerung der Strukturweiten in Bereiche vor, die in Bezug auf die benötigten Technologien älteren IC-Generationen nahekommen.

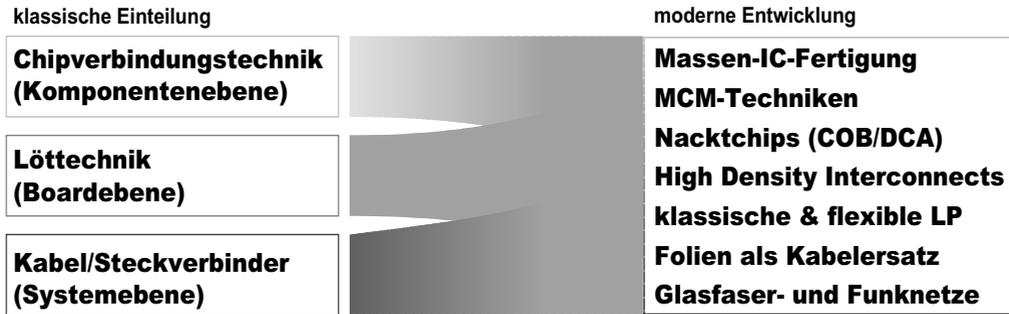


Abb. E.1: Angleichung der Verbindungstechniken durch Miniaturisierung.

Man unterscheidet Flachbaugruppen zunächst grundsätzlich nach der Art der Bauteilbefestigung in Einzelverdrahtung, Durchsteckmontage (Through Hole Technology, im Weiteren auch THT) und Oberflächenmontage (Surface Mount Technology bzw. SMT).

Die Einzelverdrahtung als Verbindungstechnik der Röhren- und Relaischaltungen hatte bis in die 80er Jahre noch ein spezialisiertes Anwendungsgebiet in der Wire-Wrap-Technologie für Testschaltungen und Prototypen. Die Fädertechnik und das Wire-Wrapping ermöglichen mit sehr geringem Werkzeugaufwand den Aufbau einer Testschaltung an einem Tag. Sofern die Komplexität noch von einem Designer bzw. Layouter überblickt werden kann, ist die sofortige Korrektur von Entwurfsfehlern möglich.

Durch die Erhöhung der Schaltungskomplexität, die Verbesserung von Entwurfswerkzeugen und die steigenden Taktraten verlor diese Technik ihre Sonderstellung wieder. Heutzutage werden auch Schaltungen in den frühen Teststadien aufgrund der Bauteilminiaturisierung und des notwendigen Signalverhaltens mit meist mehrlagigen Platinen aufgebaut.

Die beherrschende Bauform während der „digitalen Revolution“ der frühen 80er Jahre war die Durchsteckmontage. Sie löste bereits mit der Einführung der ersten kommerziellen integrierten Schaltkreise in den 60er Jahren die Einzelverdrahtung von Röhrensockeln, Widerständen, Kondensatoren, etc. ab.

Für den rationellen Einsatz von Massenbauteilen wurden Gehäusestandards geschaffen. So konnte einerseits für neue Bauelemente auf bewährte, zuverlässige Lösungen zurückgegriffen werden, und gleichzeitig konnten mehrere Hersteller funktionsgleiche und nach dem Schaltungsdesign austauschbare Bauelemente liefern. Die Elektronikhersteller waren damit – anders als beispielsweise die Militärtechnik – nicht mehr von einzelnen Bauelementherstellern abhängig und der Wettbewerb wurde verstärkt. Standardisierte Bauformen sind zudem zwingende Voraussetzung für die effiziente maschinelle Bestückung.

Seit ca. 1985 wird die Durchsteckmontage bei Flachbaugruppen zunehmend durch die Oberflächenmontage ersetzt. Treiber dieser Entwicklung sind die steigenden Pin-Anzahlen der ICs, welche zu immer größeren und teureren THT-Gehäusen führten, und der Drang zur Verkleinerung der Produktabmessungen, um mehr Rechenleistung in immer kleineren Applikationen unterzubringen. Die Oberflächenmontage stellt auch ein Potential zur Senkung der Produktionskosten dar, wenn dies auch in der Übergangsphase naturgemäß durch Investitionen, Umstellungsschwierigkeiten und nicht verfügbare Bauelemente in Frage gestellt wurde.

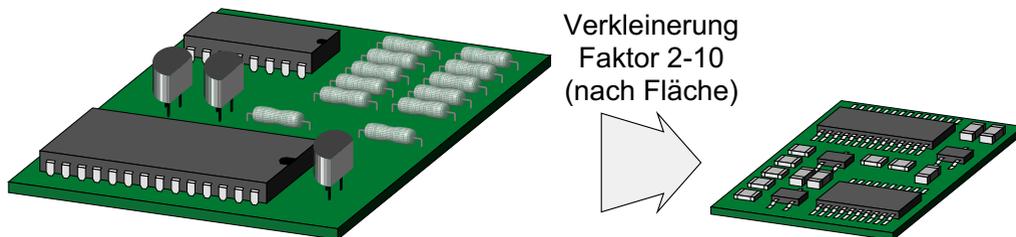


Abb. E.2: Übergang von THT (Durchsteckmontage) zu SMT (Oberflächenmontage).

Zunächst wurde die SMT nur in sehr hochintegrierten und damit kostspieligen Schaltungen eingesetzt. Da viele Standardbauelemente und Schaltkreise nicht in SMT-Varianten erhältlich waren, und um eine angepasste Bestückung nach Bauteilkosten und mechanischer Stabilität zu erreichen, wurden diverse Verfahren zur Mischbestückung entwickelt. Die grundsätzlichen Bestückungsvarianten sind in Abbildung E.3 dargestellt.

Die überwiegende Anzahl elektronischer Baugruppen wird derzeit gemischt bestückt mit möglichst wenigen THT-Bauelementen; die reine SMT-Bestückung nimmt aber weiter zu. 1996 waren bereits 82 % der IC-Produktion weltweit SMD-Ausführungen (nach IC-Kosten in [83], 1997 waren es zum Vergleich 79 % nach Stückzahlen in [37]). Insbesondere bei Komponenten mit größerer mechanischer Beanspruchung (Steckverbinder, große Kondensatoren) findet man häufig noch Durchsteckmontage, selbst wenn diese gegebenenfalls nach der SMT-Montage von Hand bestückt werden müssen (entspricht Typ 1c in Abbildung E.3).

Neben der Bestückungsmethode der Leiterplatten ist die Anzahl der Metallisierungslagen ein typischer Indikator für die Komplexität und den Integrationsgrad einer Schaltung. Bei nur einseitiger Metallisierung müssen alle Kreuzungspunkte des Schaltplans durch Drahtbrücken oder durch geschickte Leiterbahnführung unter Bauelementen hindurch hergestellt werden. Auch bei einseitigen SMT-Aufbauten, z.B. bei Netzteilen, werden Drahtbrücken benötigt – allerdings werden sie als so genannte Null-Ohm-Widerstände ausgeführt, um die automatische Bestückung zu vereinfachen.

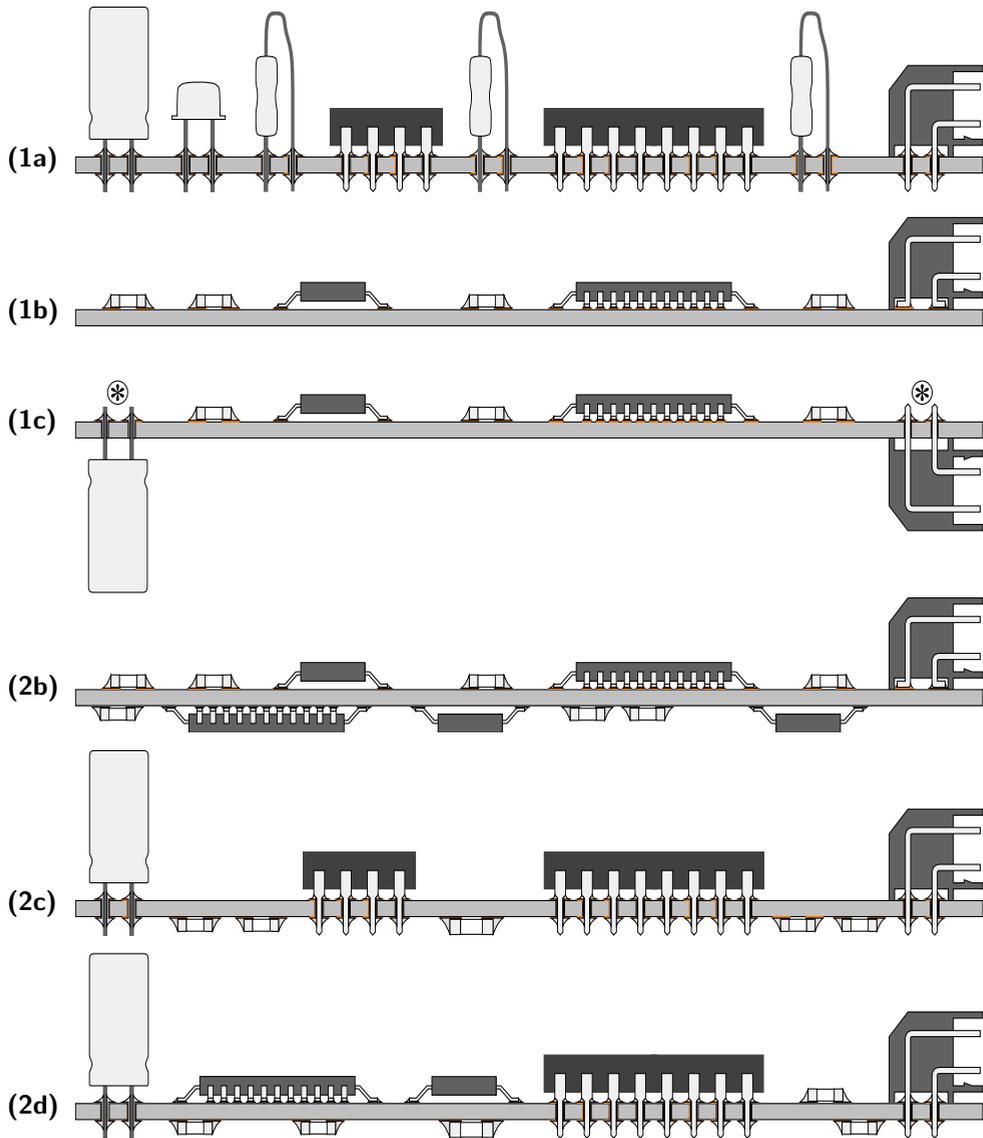


Abb. E.3: Aufbauvarianten für Platinen — Typ 1 (einseitig gelötet) 1a: THT (1 bzw. 2-lagig), 1b: SMT einseitig, 1c: SMT mit wenigen THT (handgelötet *) – Typ 2 (zweiseitig gelötet) 2a: THT beidseitig (nicht dargestellt, keine praktische Bedeutung), 2b: SMT beidseitig, 2c: THT mit SMT auf Gegenseite, 2d: SMT beide und THT auf einer Seite bestückt [83].

Bei der überwiegenden Anzahl aller Flachbaugruppen kommen jedoch mittlerweile Mehrlagenmetallisierungen zum Einsatz. Eine Abschätzung der in Deutschland eingesetzten Lagenanzahlen ist in Tabelle E.1 dargestellt. Der Trend in Richtung zu vier- und höherlagigen Aufbauten hat sich seitdem noch verstärkt.

Anzahl Lagen	1	2	4	6	8	10	Sonstige (z.B. Flex)
Marktanteil	7 %	43 %	16 %	19 %	6 %	1 %	8 %

Tab. E.1: Abschätzung der in Deutschland eingesetzten Lagenanzahlen [1].

Die verschiedenen Varianten von Leiterplatten, Bauelementen und Verbindungselementen werden in dieser Arbeit für die Zusammenstellung von Beispielen benötigt. Im Vergleich zu bereits existierenden Aufzählungen dieser Art wird hier besonders auf die eingesetzten Materialien eingegangen, da diese bei der späteren Umweltbewertung eine entsprechend wichtige Rolle spielen.

E.2 Leiterplattenvarianten

Die ersten und einfachsten Leiterplatten bestehen aus mit Kunststoff getränkten Papierlagen. Da sowohl die eingesetzten Kunststoffe als auch das Papier gut brennbar sind, müssen dem Kunststoff Chemikalien beigefügt werden, die so genannten Flammhemmer, die den Flammpunkt so weit herabsetzen, dass auch bei einem Kurzschluss eines oder mehrerer Bauteile die Flachbaugruppe nicht in Brand gerät.

Die Flammhemmung ist eine der entscheidenden technischen Eigenschaften der Platinenmaterialien und wird nach Normen wie IEC 65, IEC 950, EN60950, VDE 805, UL 1950, UL 94 und CSA 22.2 no 950 festgelegt. Seit 1994 haben sich international allgemein die Flammtests der UL (Underwriter Laboratories) zur Einstufung von Elektronik und insbesondere Leiterplatten durchgesetzt.

Die UL definiert normierte Tests, bei denen die Flammverlöschung einer Materialprobe nach Entzündung durch einen Bunsenbrenner oder einen Glühdraht gemessen wird. Verlöscht das Material innerhalb einer vorgegebenen Zeit wieder, geht man davon aus, dass auch ein durch lokale Überhitzung ausgelöster Brand sich nicht weiter ausbreiten kann.

Beispiel: UL94-V0 = 10 Tests jeweils Selbstverlöschung < 10 s, Summe < 50 s
 dagegen UL94-V1 = jeweils Selbstverlöschung < 30 s, Summe < 250 s

Eine weitere kritische Eigenschaft ist die Wasseraufnahme der Substratmaterialien. Durch Wassereinlagerung sinkt die Isolationswirkung und gleichzeitig nimmt die Dicke des Materials oft zu, wodurch einerseits erhöhte Fehlströme und andererseits mechanische Span-

Bindemittel	Phenolharz	Phenolh.+FR	Epoxidharz+FR	Epoxidharz	Epoxidh.+FR	
Trägermaterial	Papier	Papier	Papier	Glasgewebe	Glasgewebe	
NEMA LI-1 [⊕]	XXXXP; XXXPC	FR2*	FR3*	G10; G11 [⊖]	FR4*; FR5 [⊖] *	
DIN 40802	PF-CP 01	PF-CP 02; PF-CP 03	EP-CP 01	EP-GC 01	EP-GC 02	
IEC249-2 [⊗]	249-2-1-IEC- PF-CP-Cu; 249-2-2-IEC- PF-CP-Cu	249-2-6-IEC- PF-CP-Cu; 249-2-7-IEC- PF-CP-Cu	249-2-3-IEC- EP-CP-Cu	249-2-4-IEC- EP-GC-Cu; 249-2-11-IEC- EP-GC-Cu [⊙]	249-2-5-IEC- EP-GC-Cu; 249-2-12-IEC- EP-GC-Cu	
MIL-P-13949 [⊙]	PP	PP	PX	GE; GB [⊖]	GF; GH	
Melaminh./ Glasgewebe	Polyesterh./ Glasmatte	PTFE/ Glasgewebe	Polyimidh./ Glasgewebe	Epoxidharz/ Papier- Glasgewebe	Epoxidharz/ Glasmatte- Glasgewebe	Polyesterh./ Glasmatte- Glasgewebe
G5; G9	FR6*	GT; GX [⊖]	GI [⊖]	CEM-1*; CEM-2	CEM-3*; CEM-4	CRM-5*; CRM-6

[⊕] National Electrical Manufacturers Association (USA)

[⊗] International Electrotechnical Commission

* flammenhemmend ausgerüstet/ selbst verlöschend

[⊖] hoch wärmebeständig

[⊙] dünne Materialien für Multilayer

[⊙] Military Standard (USA)

Tab. E.2: Unterschiedliche Bezeichnungen für Leiterplattentypen.

nungen auftreten, die zu einem beschleunigten Ausfall von Leiterbahnen oder Lotstellen führen können.

Um die verschiedenen Qualitäten von Leiterplatten bezüglich Flammhemmung, Wasseraufnahme und weiteren mechanischen Eigenschaften zu vereinheitlichen, sind diverse Normen entstanden. Die bekannteste Einteilung, insbesondere im europäischen und amerikanischen Markt, stammt von der NEMA (National Electrical Manufacturers Association, USA) und definiert unter anderem die Standards FR2, FR3 und FR4. FR bedeutet, dass all diese Varianten flammgehemmt sind (von englisch *flame retardant*).

Die entsprechenden Bezeichnungen nach anderen Normen und weitere Varianten sind in Tabelle E.2 zusammengetragen. Ähnlich aufgebaute Basismaterialien nach verschiedenen Standards sind in ihren Eigenschaften jedoch nicht immer exakt vergleichbar.

Neben den Chemikalien und Energieverbräuchen bei der Strukturierung der Leiterplatten sind die Flammhemmer ein Hauptaugenmerk der ökologischen Betrachtung von Leiterplatten, denn es werden zum Teil giftige Stoffe eingesetzt oder solche, die bei Verbrennung zur Bildung von Schadstoffen wie Dioxinen führen.

Auf die stoffliche Zusammensetzung von FR4 wurde bereits in Abschnitt 4.2.3 ab Seite 102 eingegangen. Ergänzend sollen hier noch Angaben zu FR2 aufgeführt werden.

FR2: Papierverstärktes Phenolharz

Dieses Substratmaterial hat seinen Einsatzbereich besonders bei einseitig beschichteten Platinen im Low-Cost- und Consumer-Bereich. Das Phenolharz bildet eine relativ spröde Kunststoffmasse, die erst durch die Papierfasern eine ausreichende Flexibilität und Festigkeit erreicht. FR2 erfüllt die UL-V1. Um dies zu erreichen, werden dem Phenolharz bromierte Flammhemmer zugegeben (z.B. Tetrabrombispfenol A TBBA, früher auch polybromierte Diphenylether PBDE) und der Synergist Antimontrioxid Sb_2O_3 .

Nach Analysedaten enthält unkaschiertes FR2-Basismaterialien etwa 3,7 Gew.-% Brom und 1,23 Gew.-% Antimon. Stöchiometrisch (nach dem Verhältnis der Molekulargewichte) umgerechnet entspricht das 6,3 % TBBA und 1,5 % Sb_2O_3 ; allgemein kann man bei FR2 von 5–10 % TBBA und 1–2 % Sb_2O_3 ausgehen. Der Papieranteil liegt bei ca. 40–50 Gew.-%.

FR2 hat eine hell- bis mittelbraune Farbe und einen charakteristischen Geruch, der mit nachweisbaren Ausdünstungen bei erhöhten Verarbeitungstemperaturen und auch im späteren Betrieb gleichzusetzen ist. Speziell bei den früher eingesetzten polybromierten Flammhemmern können bei stärkerer Erwärmung und bei Verbrennung Dioxine und Furane entstehen. Das Dioxinbildungspotential des heute in Europa und Nordamerika eingesetzten TBBA ist wesentlich geringer; bei Importprodukten lassen sich PBDE jedoch auch heute nicht ausschließen.

Aufgrund der stärkeren Feuchtigkeitsaufnahme und damit verbundener Ausdehnung speziell in z-Richtung, ist FR2 nicht für feine Leiterbahnen und Durchkontaktierungen bzw. Multilayer-Aufbauten geeignet. Daher sind FR2-Platinen fast ausschließlich einseitig metallisiert, und Kreuzungen zwischen Leiterbahnen müssen durch Drahtbrücken hergestellt werden.

Lediglich sehr einfache Schaltungsteile wie z.B. Netzteile oder Consumer-Produkte enthalten noch FR2-Leiterplatten. Häufiger wird in diesen Anwendungen jetzt auch CEM-1 Material eingesetzt. CEM-1 entspricht grundsätzlich FR3 (papierverstärktes Epoxidharz) mit einer dünnen äußeren Glasgewebeerstärkung. Der Marktanteil für FR2 lag 1993 bei immerhin noch 19 % nach eingesetzter Basismaterialfläche in Deutschland (inkl. CEM-1 gerechnet); dies entspricht allerdings nur ca. 7 % nach Umsatzzahlen [1].

E.3 IC-Gehäuse in Durchsteckmontage (DIP, CER-DIP, PGA)

DIP: Dual Inline Package

Die wichtigsten Vertreter der Durchsteckmontage sind DIP (Dual Inline Package, oft auch DIL genannt) und PGA (Pin Grid Array). Beide existieren sowohl in Kunststoff- als auch in Keramikvarianten, wobei das Plastic Pin Grid Array keine große Marktbedeutung erlangt hat.

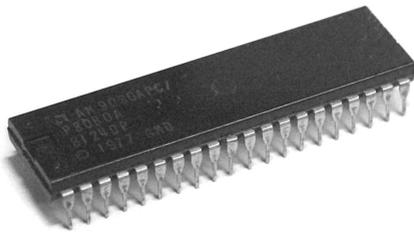


Abb. E.4: Foto PDIP-Gehäuse.



Abb. E.5: Foto CERDIP-Gehäuse.

Das DIP-Gehäuse war lange Zeit das Universalgehäuse für integrierte Schaltkreise. Neben der bekanntesten Variante mit Kunststoffgehäuse (auch PDIP = plastic DIP genannt) war in der Anfangszeit und später noch für bestimmte Anwendungen wie in der Militär- und Raumfahrttechnik die Keramikvariante (CERDIP) sehr wichtig.

Die DIP-Familie verwendet fast ausschließlich ein Raster von 2,54 mm (entspricht $\frac{1}{10}$ inch oder 100 mil) und unterscheidet sich neben unterschiedlichen Pinzahlen auch durch verschiedene Gehäusebreiten.

Pitch	2,54 mm, selten auch 1,78 mm (SDIP = Small-DIP oder Shrink-DIP)
I/Os	4 – 48 (selten auch 64)
Abmessungen	Breiten 7,62 mm, 10,16 mm, 15,24 mm, 22,86 mm (entspricht 300, 400, 600 und 900 mil) Längen ca. 7,5–64 mm (DIP64 = 84 mm)

Tab. E.3: Varianten der PDIP-Gehäuse.

Aufbau und Inhaltsstoffe der PDIP-Familie sind in Abschnitt 4.2.4 ab Seite 105 beschrieben.

CERDIP: Ceramic Dual Inline Package

Für die Herstellung der Keramikgehäuse gibt es zwei Varianten, die trotz der heute relativ geringen Marktbedeutung der Keramik kurz umrissen werden sollen.



Abb. E.6: Foto CERDIP für UV-EPROMs.

Zum einen können Keramikgehäuse auf einem Leadframe wie zuvor aufbauen, der von zwei vorgefertigten keramischen Gehäusehälften umschlossen wird. Die Zwischenräume an der Durchführung der Anschlüsse werden mit einer so genannten Glasfritte gefüllt, welche bei hoher Temperatur aufgeschmolzen wird, um einen hermetischen Abschluss zu erreichen. Der Spalt zwischen den Gehäusehalbschalen und die meist etwas andere Farbe der Glasfritte gegenüber der eigentlichen Keramik sind beim fertigen IC deutlich zu erkennen (siehe nebenstehende Abbildung).

Für eine Hauptanwendung dieser Keramikgehäuse, die UV-löschbaren Festspeicher (EPROM, Erasable Programmable Read-Only Memory), enthält die obere Gehäuseschale ein Quarzglasfenster über dem Chip. Das Fenster muss hohe Temperaturen beim Umschmelzen der Glasfritte vertragen, im UV-Bereich möglichst durchlässig sein und in Bezug auf thermische Ausdehnung mit der Keramik harmonisieren, um die Zuverlässigkeit und hermetische Abdichtung des Bausteins zu gewährleisten. Die prinzipielle Zusammensetzung dieses Keramikgehäuses ist in Abbildung E.7 wiedergegeben.

Die zweite Keramikvariante wird mit mehrlagig metallisierter Keramik aufgebaut (siehe Abbildungen E.5 und E.8) und gilt in der Abfolge der Prozessführung auch für die keramischen PGAs, die bei Prozessoren und komplexen ASICs lange Zeit vorherrschend waren. Eine Mehrschichtkeramik wird mit Aussparungen in den einzelnen Schichten so aufgebaut, dass für das IC eine passende Vertiefung verbleibt, die so genannte Cavity. Die Anschlussbeinchen bzw. Pins werden bereits vor dem Einsetzen des ICs an den Seitenflächen (CERDIP) bzw. an der Unterseite (PGA) hartverlötet. Das IC wird auf den metallisierten Boden der Cavity geklebt und mit Bonddrähten wird die Verbindung zur Umverdrahtungsebene der Multilayerkeramik geschaffen. Anschließend wird ein Metalldeckel über die Chipmontageöffnung hermetisch aufgelötet.

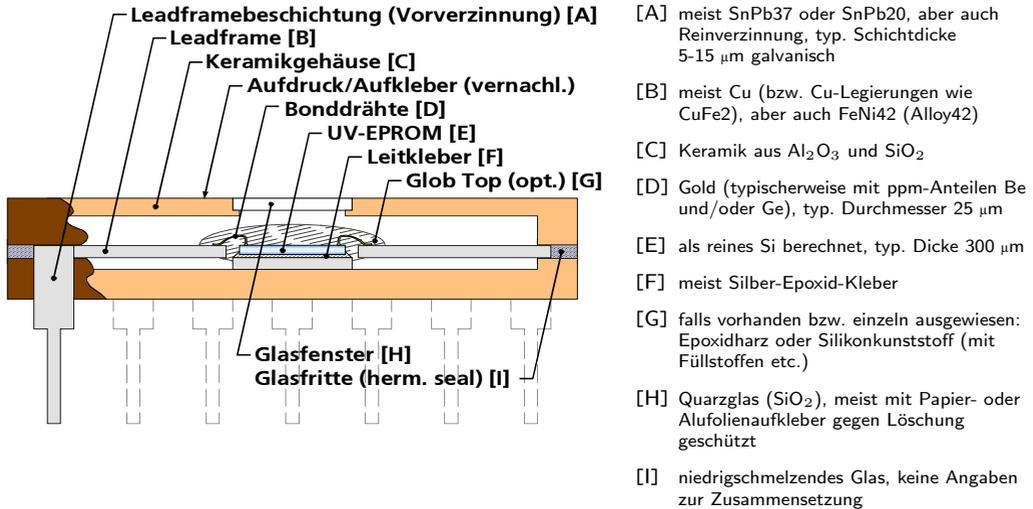


Abb. E.7: Schnittbild CERDIP mit Leadframe (z.B. UV-EPROM) und typische Inhaltsstoffe.

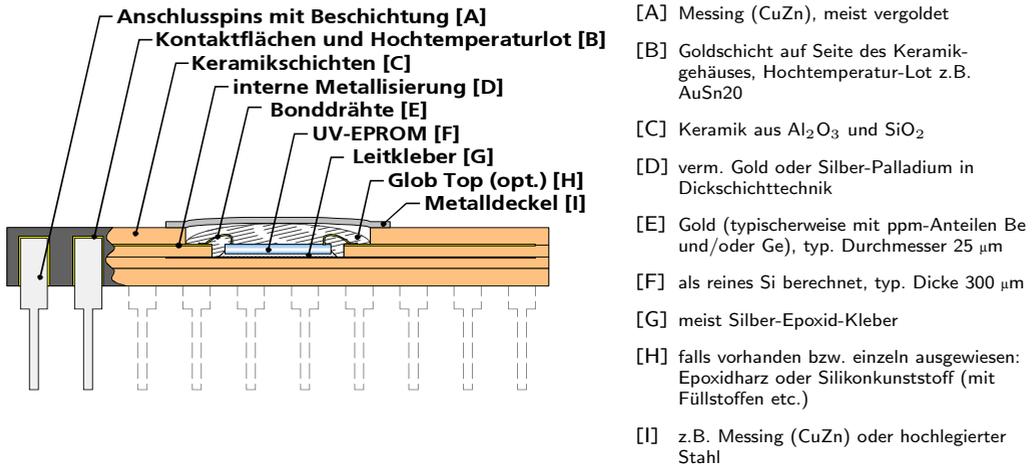


Abb. E.8: Schnittbild CERDIP Multilayer und typische Inhaltsstoffe.

CERDIP-Gehäuse gibt es mit 14–42 Anschlüssen. Neben dem Standardpitch von 2,54 mm gibt es die Leadframe-Variante für EPROMs auch mit dem SDIP-Pitch von 1,78 mm.

PGA: Pin Grid Array

Da DIP-Gehäuse mit vielen Anschlüssen sehr viel Fläche im Vergleich zu den damals realisierten Chipgrößen beanspruchen und zusätzlich die extrem langen Anschlüsse ne-

gative Signaleigenschaften verursachen, machen DIP-Gehäuse mit über 40 Anschlüssen wenig Sinn. Pin Grid Arrays in Keramikausführung mit im Vergleich aufwändigerer und teurer Herstellung waren daher lange Zeit die einzige Möglichkeit zur Gehäusung von hochpoligen und höherfrequenten ICs.

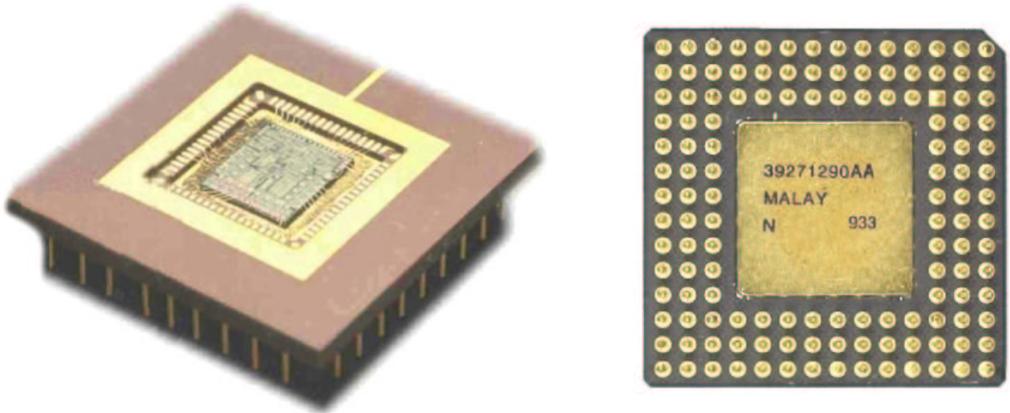


Abb. E.9: PGA „Cavity Up“ (noch ohne Deckel) und „Cavity Down“-Variante.

Der Aufbau und die Zusammensetzung entspricht weitgehend den zuvor beschriebenen Cerdip-Gehäusen in Multilayerkeramik. Die Anschlusspins werden allerdings nicht an den Längsseiten, sondern an der Unterseite des Gehäuses hartverlötet, sodass in jedem Fall Durchkontaktierungen in Keramik benötigt werden. Die Anschlusspins – beispielsweise aus Messing oder anderen Kupferlegierungen gedreht – werden in einem festen Raster von 2,54 mm flächig auf der Unterseite verteilt, wodurch gegenüber den DIP-Varianten wesentlich mehr Anschlüsse bei erträglichen Leitungslängen möglich werden.

Gegenüber dem Cerdip-Aufbau in Abbildung E.8, bei dem die Cavity zur Montage des ICs immer nach oben offen ist, gibt es auch PGA-Gehäuse, bei denen das IC von der Unterseite montiert wird. Im mittleren Bereich des Gehäuses, wo der Metalldeckel über die Cavity gelötet wird, können dann natürlich keine Anschlüsse platziert werden. Dafür entsteht auf der Oberseite eine ebene Fläche für die Montage von Kühlkörpern, und die IC-Rückseite ist zusätzlich nur durch eine Keramiklage von diesem Kühlkörper entfernt. Diese Variante wird speziell für Prozessoren auch heute noch eingesetzt.

Neben dem Standardpitch von 2,54 mm wurden zur Erreichung noch höherer Anschlusszahlen um den halben Pitch versetzte Anschlussreihen eingefügt, die so genannte Staggered-Matrix-Anordnung. In Lötichtung beim Wellenlöten entspricht dies einem Reihenabstand von 1,27 mm; tatsächlich ist der kleinste Pinmittenabstand in diagonaler Richtung jedoch ca. 1,8 mm.

Da der Preis eines Prozessors den eines Mainboards in Computern üblicherweise über-

Pitch	2,54 mm, auch so genannte Staggered Matrix mit ca. 1,8 mm Pinabstand
I/Os	ca. 100 – 1600
Abmessungen	ca. 33×33 mm bis 53×53 mm (Sonderanfertigungen auch größer)

Tab. E.4: Varianten der PGA-Gehäuse.

steigt, werden hochwertige Prozessoren und auch ASICs in der Testphase oft in so genannten Null-Kraft-Sockeln montiert. Die Pins von PGAs sind für gute Kontakteigenschaften in Stecksockeln praktisch immer vergoldet ($\geq 1 \mu\text{m}$). Bei der heute üblichen Verwendung von Null-Kraft-Sockeln kann die Dicke der Goldschicht im Prinzip wesentlich dünner sein, konkrete Angaben dazu konnten jedoch nicht gefunden werden.

E.4 Oberflächenmontage: Standard SMT-Gehäuse (PLCC, SO, SOJ, QFP)

Die meisten oberflächenmontierten IC-Gehäuse sind wie bereits erwähnt bezüglich internem Aufbau und Herstellungsablauf mit den kunststoffumhüllten DIP-Gehäusen weitgehend identisch. Daher gibt das Schnittbild eines PDIP in Abbildung 4.4 auf Seite 107 die prinzipiellen Inhaltsstoffe für alle Package-Familien in diesem Abschnitt wieder. Lediglich die Abmessungen und die Form der Anschluss-Pins wurde für die Oberflächenmontage und die Miniaturisierung in verschiedenen Varianten optimiert.

PLCC: Plastic Leaded Chip Carrier

Die älteste SMD-Variante sind die so genannten PLCC-Gehäuse (plastic leaded chip carrier im Gegensatz zu CLCC ceramic *leadless* chip carrier). Diese Gehäuse sind im Gegensatz zu DIP-Gehäusen meist quadratisch mit Anschlüssen auf allen vier Seiten. Zusammen mit einem verkleinerten Pitch von 1,27 mm können so wesentlich mehr Anschlüsse realisiert werden und die Signaleigenschaften der äußeren Leads sind durch die uniforme Gestaltung besser zu kontrollieren. Die Leads werden unter das Gehäuse gebogen (J-Leads), wo für die Spitzen jeweils kleine Aussparungen vorgesehen sind.

Der typische Einsatzbereich liegt bei 44 bis 84 Anschlüssen. Bei weniger Anschlüssen wurden oft weiter DIPs eingesetzt oder später SO-Bausteine, und bei höheren Anschlusszahlen ergibt der feste Pitch von 1,27 mm zu große Abmessungen, sodass wo möglich QFPs mit einem kleineren Pitch bevorzugt werden. Da die Lötstellen unter dem Baustein liegen, ist die optische Kontrolle der Lötstellen bei PLCCs schwieriger im Vergleich zur Gullwing-Form der SOs und QFPs.

PLCCs werden noch immer für EEPROMs und programmierbare Logikbausteine (PLDs, FPGAs, usw.) mittlerer Komplexität eingesetzt, speziell wenn diese nicht nach der Board-

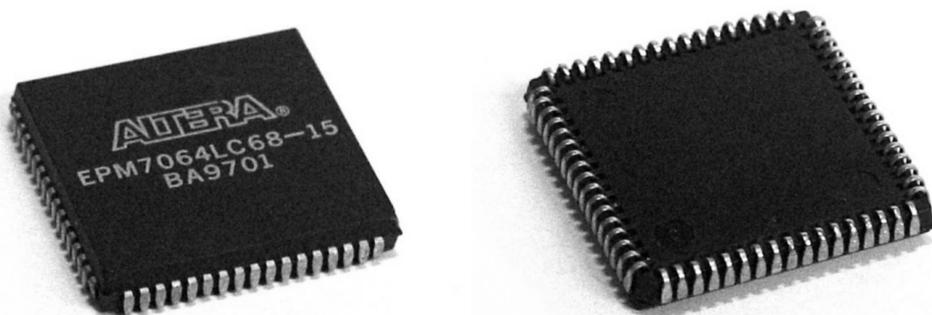


Abb. E.10: Foto PLCC-Gehäuse, Unterseite mit PLCC-Leads.

Pitch	1,27 mm
I/Os	18 – 124
Abmessungen	ca. 10×10 mm bis 43×43 mm, Gehäusedicke typ. 3 – 4,5 mm

Tab. E.5: Varianten der PLCC-Gehäuse.

Montage umprogrammiert werden können (In-Circuit-Programmierung) und daher gesockelt werden müssen.

SO: Standard Outline und Varianten

Für den breitflächigen Ersatz der Durchsteckmontage auch bei ICs mit 4 bis 40 Pins sorgte das so genannte Standard Outline (SO) Gehäuse. Es entspricht einem verkleinerten DIP-Gehäuse mit flach zu den Seiten weggebogenen Anschlüssen, der so genannten Gullwing-Form.



Abb. E.11: SO-Gehäuse (mit Gullwing-Anschlüssen, hier SSO28) und SOJ (Ober- und Unterseite eines SOJ20-16).

Vom SO-Gehäuse wurden diverse Varianten entwickelt, die sich in Pitch, Dicke und maximal angebotener Pinzahl unterscheiden. Bei den kleineren und dünneren Gehäusen wird

aufgrund der höheren mechanischen Festigkeit häufiger FeNi42 als Leadframe eingesetzt. Während die Leadframedicke bei DIPs noch 0,25 mm beträgt, sinken die Leadframedicken bei SO-Gehäusen auf 0,2 und 0,15 mm und bei sehr dünnen Varianten sogar auf 0,1 mm. Die ursprüngliche Standardvariante verwendet einen Pitch von 1,27 mm.

Pitch	1,27 mm
I/Os	6 – 32
Abmessungen	typ. Gehäusebreiten 5,3 mm, 6 mm, 7,5 mm, 8,6 mm, 10,3 mm (jeweils plus ca. 2,8 mm mit Anschlüssen), typ. Gehäusedicke ca. 2,25 – 2,65 mm

Tab. E.6: Ursprüngliche Varianten der SO-Gehäuse.

Die Namen der verkleinerten bzw. dünneren SO-Varianten werden meist von den Bauelementeherstellern vergeben, sodass sehr ähnliche Spezifikationen mit mehreren Bezeichnungen auftreten können. Üblich sind unter Anderem SSO für Small SO, TSSO für Thin SSO, aber auch VSO (Very Small Outline) und alle Bezeichnungen optional zusätzlich mit einem „P“ für Package am Ende (also SOP, VSOP, etc.).

Pitch	1,27 mm, 0,8 mm, 0,65 mm, 0,635 mm, 0,5 mm, 0,4 mm
I/Os	bis 56
Abmessungen	Gehäusebreiten 3,9 mm bis 12,7 mm (und mehr bei Leads an Schmalseite), Gehäusedicken ca. 2,25 – 1 mm

Tab. E.7: Varianten der verkleinerten SO-Gehäuse (SSO, TSSO, VSO, VSSO, TVSSO).

Speziell für die kostengünstige und platzsparende Montage von Speicherbausteinen wurden die SOJ-Gehäuse entwickelt (in Abbildung E.11 rechts). Es handelt sich um SO Bausteine meist im Pitch 1,27 mm, aber statt der Gullwing-Anschlussform kommen J-Leads ähnlich zu den Anschlüssen der PLCCs zum Einsatz. Im Gegensatz zu PLCC-Pins fehlen aber die (aufwändigen) Aussparungen in der Unterseite des Gehäuses.

QFP: Quad Flat Package

Die am weitesten verbreitete Variante für hochpolige ICs sind die QFPs (Quad Flat Packs). Zunächst die einfache Gullwing-Parallele zu PLCCs mit dem Standard-SMD-Pitch von 1,27 mm und 1 mm, haben sich die QFPs gemeinsam mit den SOs zu immer kleineren Pitch-Abständen und dünneren Gehäusedicken weiterentwickelt.

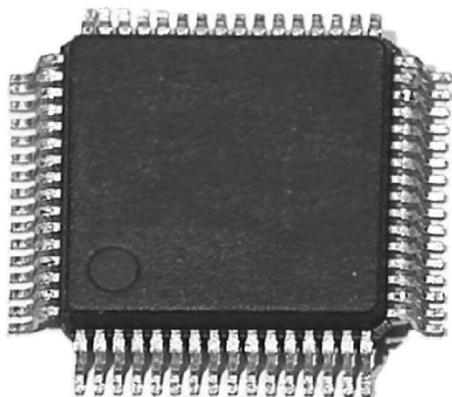


Abb. E.12: Foto QFP-Gehäuse.

Die Gehäusebezeichnungen der Varianten mit kleinerem Pitch setzen sich wie bei SO-Gehäusen aus den Präfixen S=Small (oder Shrink), T=Thin und L=Low Profile zusammen, sind aber wiederum teilweise herstellerspezifisch. Zudem wird grundsätzlich in die auf Inch-Maßen basierenden PQFP (Pitch von 1,27 mm, 0,635 mm, 0,508 mm und 0,381 mm) und die metrischen MQFP (Pitch 1 mm, 0,8 mm, 0,65 mm, 0,5 mm und 0,4 mm) unterschieden. Als Standard wird heute vor allem der beim Löten unkritische Bereich zwischen 0,8 und 0,6 mm eingesetzt.

Die Inhaltsstoffe und die Leadframedicken und -materialien sind prinzipiell sehr ähnlich zu den SO-Gehäusen.

Pitch	1,27 mm und 1 mm
I/Os	28 – 84
Abmessungen	ca. 10×14 mm bis 32,5×32,5 mm, Gehäusedicke typ. 3 – 4,5 mm
Pitch	0,8 mm, 0,65 mm, 0,635 mm, 0,508 mm, 0,5 mm, 0,4 mm und 0,381 mm
I/Os	28 – 304
Abmessungen	ca. 5×5 mm bis 45,2×45,2 mm, Gehäusedicken typ. 1 – 1,5 mm für Low Profile oder Thin QFP, sonst bis 3,8 mm

Tab. E.8: Ursprüngliche und später definierte Varianten der QFP-Familie.

E.5 Weitere SMT-Varianten (BGA, COB, FC, CSP, TB-BGA)

Bei QFP- und SO-Gehäusen mit sehr kleinen Pitch-Abständen steigen die Anforderungen an die Prozessführung beim Bestücken und Löten der Baugruppen. Für hohe Pinzahlen wachsen die Gehäuseabmaße stärker an, als es für die typischen Siliziumflächen der ICs notwendig wäre. Daher wurden für besonders hochpolige ICs, für besonders große ICs und für hohe Signalanforderungen eine Reihe neuer Lösungen entwickelt. Betrachtet werden sollen insbesondere Technologien, die eine hohe Integrationsdichte auf FR4 ermöglichen. Teilweise stammen diese von Entwicklungen ab, welche früher nur in sehr speziellen Anwendungen z.B. auf Keramiksubstraten eingesetzt werden konnten.

BGA: Ball Grid Array

Auch mit QFPs sind extrem hohe Anschlusszahlen für zukünftige Anwendungen nur zu erreichen, wenn der Pitch immer weiter verringert wird. Dies bedeutet aber wie erwähnt höhere Anforderungen an die Leiterplattentechnik und den Lötvorgang.

Um den Abstand der Kontakte im unkritischen Bereich oberhalb von 0,5 mm zu halten und gleichzeitig viele Anschlüsse auf kleiner Fläche zu realisieren, müssen die Anschlüsse flächig unter dem Gehäuse angeordnet werden. Dies führte zu den so genannten Ball Grid Arrays. Dafür wird ein IC mit Drahtbonden oder mit Flip-Chip-Kontakten auf eine dünne FR4-Leiterplatte montiert, den so genannten Interposer. Die Oberseite des Trägers mit dem IC wird vollflächig oder auch nur teilweise mit Epoxidharz umhüllt, während die Kontaktflächen auf der Unterseite mit Lotpaste bedruckt und zu Lotkugeln umschmolzen werden.

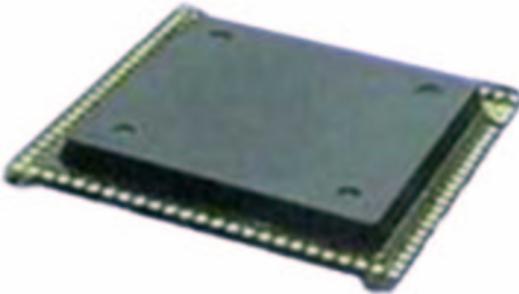


Abb. E.13: Foto eines BGA-Aufbaus mit FR4-Interposer.

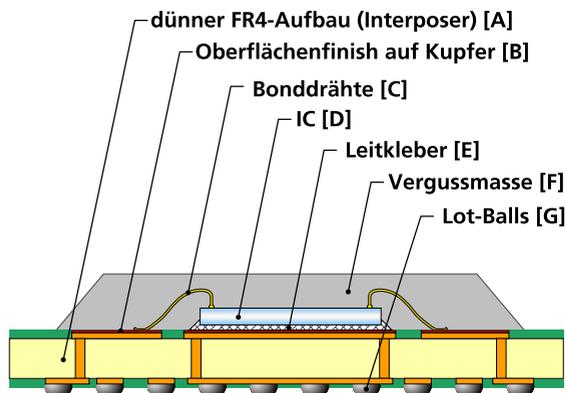
Stärker noch als bei den J-Leads der PLCC- und SOJ-Gehäuse können die unter dem Gehäuse liegenden Kontakte nicht optisch kontrolliert werden. Die Qualität und Vollständigkeit der Lötstellen kann nur mit entsprechend größerem Aufwand mit Röntgenstrahlen oder Ultraschallmikroskopie kontrolliert werden.

Auf dem FR4-Interposer können prinzipiell auch mehrere Bauelemente oder Multichip Aufbauten realisiert werden, welche nach der Kunststoffumhüllung äußerlich zu standardisierten, automatisch bestückbaren Gehäusen werden. Diese Varianten werden hier jedoch nicht betrachtet.

Die prinzipiellen Inhaltsstoffe eines BGA-Aufbaus mit interner Drahtbondung auf einen FR4-Interposer sind in Abbildung E.14 dargestellt.

Gemäß Datenblattangaben von Philips werden folgende Geometriedaten verwendet:

- Pitch 1 mm (auch kleinere Varianten verfügbar),
- Durchmesser der Lotballs 0,4–0,6 mm,
- Packagehöhe ohne Lotballs 1,15 mm,
- Dicke des FR4-Interposers ca. 0,2 mm.



- [A] FR4 (oder FR5, etc.) mit Glasfasern, Flammschutzmitteln, Kupfer und Lötstopmaske
- [B] beispielsweise Nickel-Gold (min. 0,5 µm Au)
- [C] Gold (typischerweise mit ppm-Anteilen Be und/oder Ge), typ. Durchmesser 25 µm
- [D] als reines Si berechnet, typ. Dicke 300 µm
- [E] meist Silber-Epoxid-Kleber
- [F] Epoxidharz mit Flammschutzmitteln (meist TBBA und Sb₂O₃) und hohem Füllanteil (bis 80 % Quarzpartikel), sowie Ruß (nicht berücksichtigt)
- [G] meist SnPb37-Lot

Abb. E.14: Schnittbild eines BGA-Aufbaus und prinzipielle Inhaltsstoffe.

Nackchipmontage oder Chip On Board (COB)

Chip On Board (COB) soll hier als Oberbegriff der Montagetechniken verwendet werden, bei denen das IC in ungehäuseter Form – also im Normalfall als kompletter Wafer – vom Hersteller bezogen wird. Eine ganze Reihe von Techniken für die Höchstintegration von Baugruppen wurden in dieser Art entwickelt, von denen die aus momentaner Sicht für den Masseneinsatz wichtigsten Vertreter beschrieben werden sollen.

Variante Drahtbonden (COB-WB)

Das Drahtbonden ist ein vollautomatisierter Zwischenschritt bei der Herstellung von leadframe-basierten Gehäusen. Bei der Verwendung von Drahtbonds direkt auf Substratmaterialien (in dieser Arbeit mit COB-WB bezeichnet) haben die Materialparameter, speziell die thermischen Ausdehnungskoeffizienten von IC und Substrat und die Oberflächeneigenschaften der Substratmetallisierung, einen großen Einfluss auf die Zuverlässigkeit. Lange Zeit galt daher das Drahtbonden auf organische Substrate als relativ unzuverlässig und wurde nur für weniger kritische Anwendungen wie Taschenrechner, Spielzeug und Uhren eingesetzt.

Mittlerweile können ICs auf den meisten Substraten direkt gebondet werden. Bevorzugt werden dabei Golddrahtbonds von ca. 25–30 µm Durchmesser auf einer Substratmetallisierung mit Nickel-Gold-Oberfläche eingesetzt. Da die Oberflächenreinheit sehr wichtig für die Haltbarkeit der Bonds ist, muss die Verarbeitung vor dem Auflöten von SMT-Komponenten unter moderaten Reinraumbedingungen erfolgen. Nach dem Bonden werden die ICs und die Bonddrähte typischerweise mit Epoxidharz vergossen, dem so genannten Glob Top. Die prinzipiellen Inhaltsstoffe eines drahtgebondeten ICs auf FR4 sind in Abbildung E.16 dargestellt.

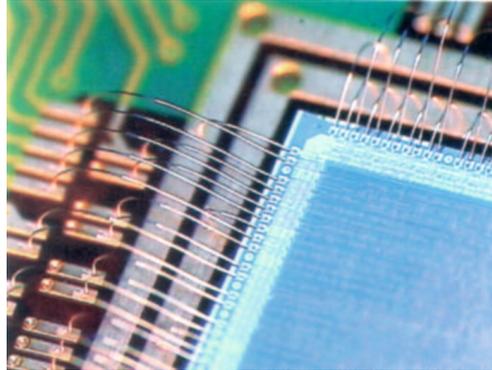


Abb. E.15: IC in COB-WB Technik [59].

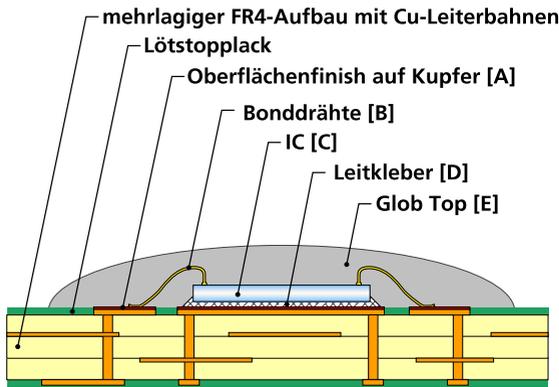


Abb. E.16: Schnittbild eines COB-WB-Aufbaus und prinzipielle Inhaltsstoffe.

- [A] beispielsweise Nickel-Gold (min. $0,5 \mu\text{m}$ Au)
- [B] Gold (typischerweise mit ppm-Anteilen Be und/oder Ge), typ. Durchmesser $25 \mu\text{m}$
- [C] als reines Si berechnet, typ. Dicke $300 \mu\text{m}$
- [D] meist Silber-Epoxid-Kleber
- [E] Epoxidharz (verschiedene Harzvarianten) mit Flammschermitteln (meist TBBA und Sb_2O_3) und hohem Filleranteil (bis 80% Quarzpartikel), sowie Ruß (nicht berücksichtigt)

Für die Abschätzung verschiedener COB-WB-Aufbauten werden folgende Annahmen getroffen:

- IC-Dicke $300 \mu\text{m}$,
- Leiterplattenmetallisierung $3 \mu\text{m}$ Ni und $0,5 \mu\text{m}$ Au,
- Bonddrahtdurchmesser $25 \mu\text{m}$,
- Epoxidharz des Glob Top wird ähnlich zu Gehäusekunststoff berechnet (70% Filler, 1% TBBA, $4,7 \%$ Sb_2O_3),
- Glob Top wird geometrisch als Kugelkappe mit $h \approx 2 \text{ mm}$ berechnet.

Variante Flip Chip (FC)

Bei der Flip-Chip-Montage werden auf die Anschlussflächen eines ICs Metallschichten aufgebracht, sodass das IC mit der aktiven Seite zur Leiterplatte hin direkt ohne Zwischenträger aufgelötet werden kann. Neben der Bezeichnung Flip Chip wird dies auch als *Direct Chip Attach* (DCA), *Flip Chip On Board* (FCOB) oder *Controlled Collapse Chip*

Connection (C4) bezeichnet. Letzteres ist eine bereits seit den sechziger Jahren bei IBM eingesetzte Technologie, bei der die ICs mit Hochtemperaturlot PbSn10 auf Keramikträger gelötet werden. Aufgrund der Fehlanpassung des thermischen Ausdehnungsverhaltens von Silizium und organischen Substraten wurden praktisch alle Varianten zunächst nur auf Keramikmodulen eingesetzt; mittlerweile können diverse Flip-Chip-Aufbauten auch auf FR4, FR5 oder sogar auf Folien ausgeführt werden.

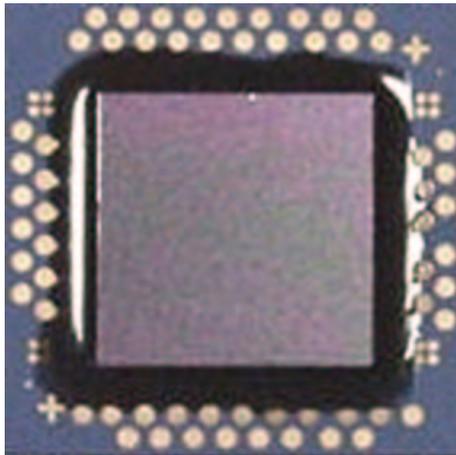


Abb. E.17: Foto eines Flip-Chip-Aufbaus mit Underfiller (hier auf Keramikträger).

Zur Verwendung eines ICs als Flip Chip müssen drei Metallisierungssysteme erzeugt werden: Die so genannten Bumps, welche den Kontakt und den Abstand zwischen IC und Substrat herstellen, die Underbump Metallization (UBM), welche die Haftfähigkeit und metallurgische Verträglichkeit zwischen den Bumps und den Aluminium-Anschlussflächen auf dem IC sicherstellt, und die Oberflächenbehandlung des Substrates, welche neben der guten Lötbarkeit bei kleinen Bumps auch sehr planar sein muss. Für jede der genannten Schichtaufbauten existieren mehrere Auswahlmöglichkeiten, wodurch jeweils eine spezifische Flip-Chip-Realisierung mit bestimmten Eigenschaften und Einsatzmöglichkeiten entsteht. Aus den Möglichkeiten wird hier nur eine Variante für den Einsatz in einer normalen SMT-Fertigung auf FR4 herausgegriffen.

Bei ICs, welche ursprünglich praktisch immer für das Drahtbonds auf Leadframes entworfen wurden, befinden sich die Anschluss pads in peripherer Anordnung entlang der Chipkanten mit einem Pitch von 150–250 μm . Da die Bumps des Flip Chips direkt auf den Pads aufgebaut werden, bedingt ein solches IC einen Pitch von ebenfalls nur 150–250 μm auf der Leiterplattenseite. Werden dagegen ICs für den Einsatz als Flip Chip speziell entworfen, so können die Anschluss pads flächig über den Chip verteilt werden und daher größere Anschlusszahlen mit gleichzeitig größeren Abständen erreichen. Mit einem Pitch von beispielsweise 0,35 mm können Flip Chips direkt in die automatisierte Fine-Pitch-SMT-Bestückung integriert werden.

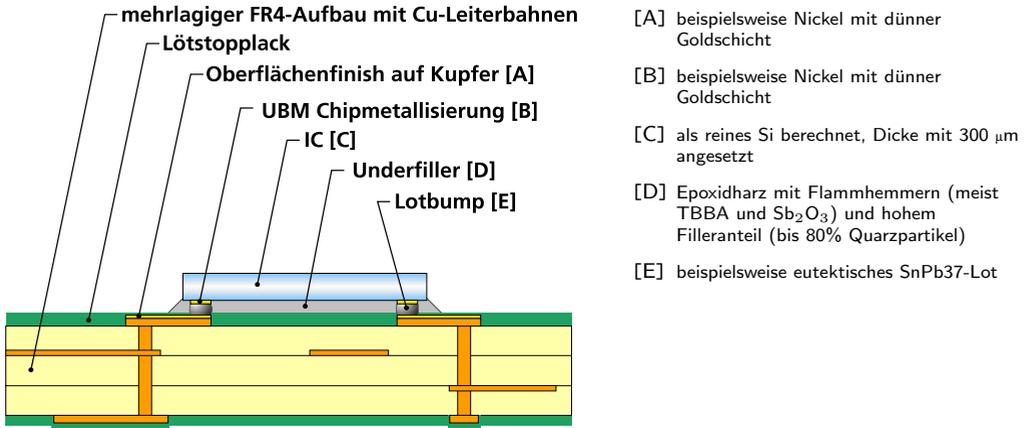


Abb. E.18: Schnittbild eines Flip-Chip-Aufbaus und prinzipielle Inhaltsstoffe.

Nach dem Reflowlöten wird bei Flip-Chip-Aufbauten zur Stressreduktion der Zwischenraum zwischen IC und Substrat meist mit Epoxidharz gefüllt, dem so genannten Underfiller. Dazu muss an die SMT-Fertigungslinie ein Dispenser und ein Aushärtungssofen angefügt werden.

Gegenüber dem Drahtbonden realisiert die Flip-Chip-Technik nochmals einen geringeren Flächenbedarf und kürzere Signalwege vom IC zum Substrat. Einige Flip-Chip-Aufbauten können wie beschrieben direkt in einer SMT-Fertigung verarbeitet werden, während die Drahtbondtechnik unter Reinraumbedingungen vor den SMT-Bestückungsprozessen durchgeführt werden muss. Die Lotkontakte und eventuelle Luftblasen im Underfiller können andererseits wie beim BGA nur mit aufwändigen Tests kontrolliert werden.

Für die Materialabschätzung der Flip-Chip-Aufbauten werden in dieser Arbeit folgende Annahmen getroffen:

- Nickel-Gold-UBM mit 5–7 µm Nickel und 0,1 µm Gold,
- Lot-Balls aus SnPb37, Durchmesser abhängig von Pitch,
- Pitch je nach Beispiel 0,5 mm, 0,35 mm oder 0,2 mm,
- IC-Dicke wird wieder mit 300 µm angenommen,
- Underfiller wird durch IC-Package-Epoxy abgeschätzt.

CSP: Chip Scale Packages

Zur Miniaturisierung mit höheren Anschlusszahlen bei gleichzeitiger Standardisierung im Bestückungsprozess ist eine flächige Anschlusskonfiguration unabdingbar. Die Anpassung von Chip-Designs für flächig verteilte Flip-Chip-Anschlüsse ist wie im Abschnitt zuvor beschrieben weiterhin eine Ausnahme. Wenn die ICs aber für das Drahtbonden mit pe-

ripherer Kontaktanordnung entworfen und gefertigt werden, stellt die Flip-Chip-Technik bedingt durch den geringen Pitch auf den ICs ($< 200 \mu\text{m}$) sehr hohe Anforderungen an das Substratmaterial und den Bestückungsvorgang. Es wurden mehrere Verfahren entwickelt, um die minimale Fläche eines Flip-Chip-Aufbaus mit der im Vergleich einfacheren Handhabung und Lötbarkeit der BGAs zu verbinden.



Abb. E.19: Unter- und Oberseite eines CSP mit Zwischenträger und Epoxy-Verguss.

Beträgt die Fläche des IC-Gehäuse maximal 150 % der Chip-Fläche oder betragen alle Linearabmessungen nur bis maximal 120 % der Länge und Breite des Chips, so nennt man diese Varianten Chip Scale Packages (oder synonym auch Chip Size Packages). Es handelt sich trotz der geringen Abmessungen meist um verkapselte ICs mit einer Epoxidharzumhüllung, welche an die Bestückautomaten und den Lötprozess keine höheren Anforderungen stellen als beispielsweise BGA-Gehäuse.

Chip Scale Packages können intern sehr unterschiedlich aufgebaut sein, und dabei wahlweise auf Dünnschichttechniken, Folien, dünne FR4-Träger, Flip-Chip-Kontaktierungen oder Drahtbonds zurückgreifen.

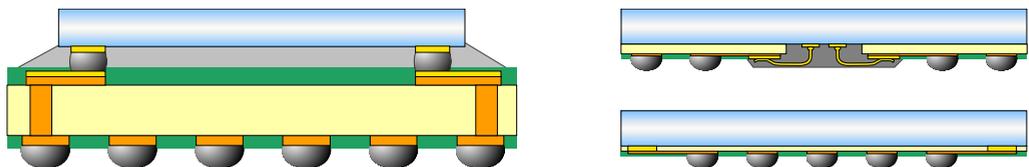


Abb. E.20: Einige Möglichkeiten der CSP-Realisierung. Links: Als Flip-Chip-BGA, meist zusätzlich oben mit Epoxidharz umhüllt. Rechts oben: Wafer Level Package mit Bonddrähten (mit speziellem Pad-Layout auf IC). Rechts unten: Wafer Level Package mit dünner Umverdrahtungsebene (zum Beispiel Cu auf PI oder BCB).

Nach Möglichkeit werden die Kunststoff- und Metallschichten auf kompletten Wafern vor der Vereinzelung hergestellt, um die Handhabung bei der Prozessierung zu vereinfachen

und somit kostengünstig und effizient zu fertigen. Man spricht hier vom so genannten Wafer Level Packaging.

In dieser Arbeit soll nur eine Aufbauvariante verfolgt werden, bei der die Umverdrahtung von den peripheren IC-Pads zu den flächig verteilten BGA-Lotkugeln durch dünne Kupferleiterbahnen auf einer isolierenden Kunststoffschicht hergestellt wird. Die Angaben zu dieser Variante stammen aus [64]. Zusätzlich zur dünnen Umverdrahtung werden hier Kupfer-Bumps von ca. 0,1 mm Höhe aufgebracht und das IC wird zwischen diesen Bumps und an den Seitenflächen mit einer dünnen Epoxidharzschicht geschützt (siehe Abbildung E.21).

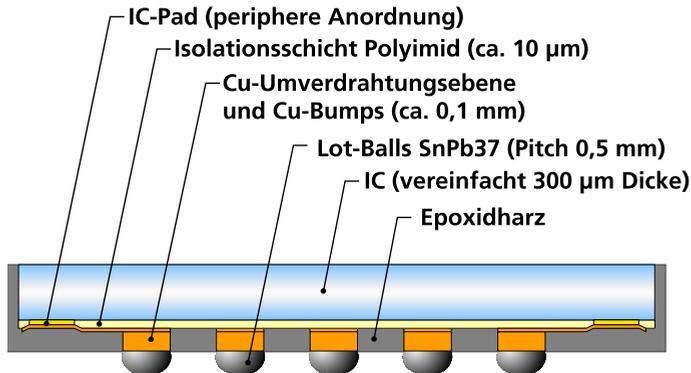


Abb. E.21: Prinzipbild der betrachteten CSP-Variante.

Die IC-Dicke wird zur Vergleichbarkeit wieder auf 300 µm festgelegt. Real werden nach der Quelle diese CSPs entweder mit 625 oder mit 350 µm gefertigt, wobei die dünneren Chips niedrigere Ausfallraten erreichen.

Die weiteren Geometrieannahmen zur Berechnung der CSP-Varianten sind:

- Pitch 0,5 mm (auch 0,75 mm hergestellt),
- Durchmesser Lot-Balls ca. 0,25 mm,
- Dicke der Polyimid-Schicht ca. 10 µm,
- Höhe der Cu-Bumps und Dicke des Epoxids 0,1 mm,
- Cu-Leiterbahnen ca. 2–5 µm Dicke, 10 µm Breite.

TB-BGA: Top-Bottom-Ball Grid Array

Das keramische TB-BGA ist ein relativ neues Gehäusekonzept, das zwischen 1993 und 1997 am Fraunhofer-Institut für Zuverlässigkeit und Mikrointegration entwickelt wurde (siehe unter Anderem [60]). Als Plattform für die Modularisierung und Integration von Mikrosystemen vereinigt es die Möglichkeiten von Multichip Modulen und die Vorteile von Array-Area-Anschlüssen mit echter 3D-Integration. Dazu besitzt das Gehäuse auf der

Ober- und Unterseite geometrisch identische Pad-Konfigurationen, die eine Stapelung mehrerer Bausteine ermöglichen. Bisher sind solche Stacks bis zu einer Höhe von vier Bausteinen getestet worden.

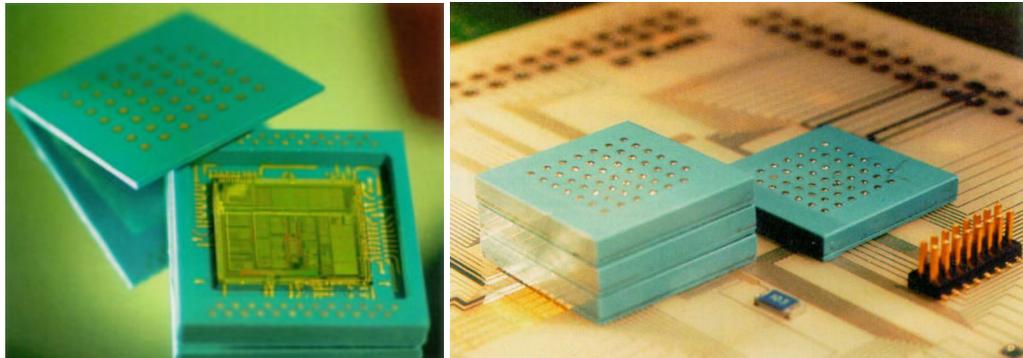


Abb. E.22: TB-BGA Baustein vor dem Auflöten des Deckels und Stack von 3 TB-BGA-Bausteinen auf FR4-Testaufbau [60].

Anwendungen sind bisher intelligente, miniaturisierte Sensorelemente, bei denen auf eine Leiterplatte ganz verzichtet werden konnte (Abbildung E.23), oder die Komponenten können einzeln oder als Stapel gemeinsam mit normaler SMT verarbeitet werden (Abbildung E.22 rechts).

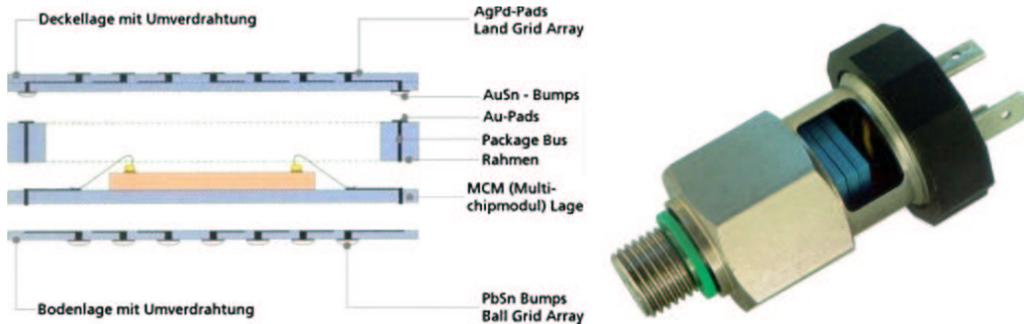


Abb. E.23: Aufbau eines Top-Bottom-BGAs und Anwendung in einem Drucksensor mit 3 TB-BGA-Modulen [60].

TB-BGA-Gehäuse werden aus mehreren Keramiksichten aufgebaut, welche im halbgelbten Zustand für Durchkontaktierungen und Aussparungen gestanzt werden können (so genannte Green-Tape-Keramik). Die Löcher des Gehäusebusses und der Umverdrahtungsebenen werden mit Silberleitpaste gefüllt. Die Leiterbahnen werden aus Silber-Palladium in Dickschichttechnik erzeugt. Nach dem Einsetzen und Bonden des Chips (Flip-Chip-Montage ist ebenfalls möglich), wird der Gehäusedeckel mit dem Hochtemperaturlot SnAu20 verlötet.

Die folgenden Angaben zu den Inhaltsstoffen des TB-BGA 48 gehen auf Vorarbeiten in [54] und [65] zurück. Die Green-Tape-Keramik besteht laut Herstellerangaben aus ca. 60 Mol-% Al_2O_3 , ca. 35 Mol-% SiO_2 und ca. 5 Mol-% PbO . Weitere Inhaltsstoffe in der Größenordnung von 1 % dürfen bisher nicht veröffentlicht werden, werden aber vermutlich die ökologische Bewertung nur wenig beeinflussen. In Gewichtsprozenten umgerechnet besteht die Keramik aus 66 % Al_2O_3 , 23 % SiO_2 und 11 % PbO . Die Volumina für die folgenden Materialabschätzungen wurden berechnet.

Funktion	Material	Volumen	berechnete Masse
Keramik-Grundkörper		242 mm ³	
	Al_2O_3		465 mg
	SiO_2		162 mg
	PbO		77 mg
vertikale Busleitungen	Ag-Paste	5,7 mm ³	59,3 mg
Umverdrahtung Deckel/Bodenlage	AgPd44	1,63 mm ³	18,2 mg
Pads (Land Grid Array und unter Lot)	AgPd44	0,102 mm ³	1,14 mg
Lot Ball Grid Array (Unterseite)	SnPb36Ag2	2,7 mm ³	26,8 mg
AuSn-Busbumps	AuSn20	0,34 mm ³	5,8 mg
Au-Buspads	Au	0,05 mm ³	0,98 mg

Tab. E.9: Volumen- und Masseanteile eines TB-BGA 48 Grundbausteins.

Funktion	Material	Volumen	berechnete Masse
IC	Si	27,7 mm ³	65 mg
Bonddrähte	Au	0,044 mm ³	0,85 mg
Bondpads	Au	0,063 mm ³	1,22 mg
Umverdrahtung Chip-Ebene	AgPd44	0,72 mm ³	8 mg

Tab. E.10: Anwendungsabhängige Stoffanteile, hier für einen Mikrocontroller-Baustein.

Für die Zukunft werden solche Module verstärkt für den Einsatz mit nicht-elektrischen Bussen weiterentwickelt. Es können beispielsweise fluidische und optische Bussysteme in die Vertikalintegration einbezogen werden.

Aufgrund der vielfältigen Einsatzmöglichkeiten – als Multichip Modul, als 3D-Integration mit und ohne Leiterplatte und mit den erweiterten Modulbussen – ist die TB-BGA-Gehäuseform nur unter geeigneten Bedingungen direkt mit herkömmlichen IC-Gehäusen vergleichbar. In den Vergleichen dieser Arbeit werden im Prinzip nur die grundlegenden, elektrischen Möglichkeiten dieser Gehäusefamilie genutzt.

Anhang F: MÖWE – Datenbank zur modularen ökologischen Bewertung

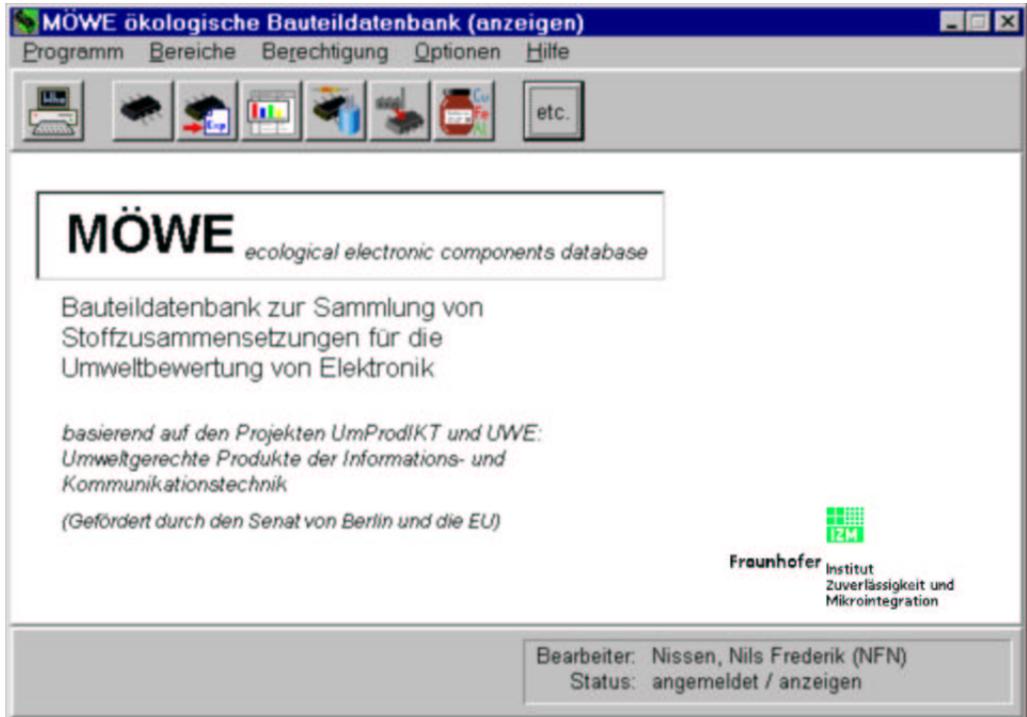


Abb. F.1: MÖWE – Startbildschirm.



Abb. F.2: MÖWE – Programmiererteam.

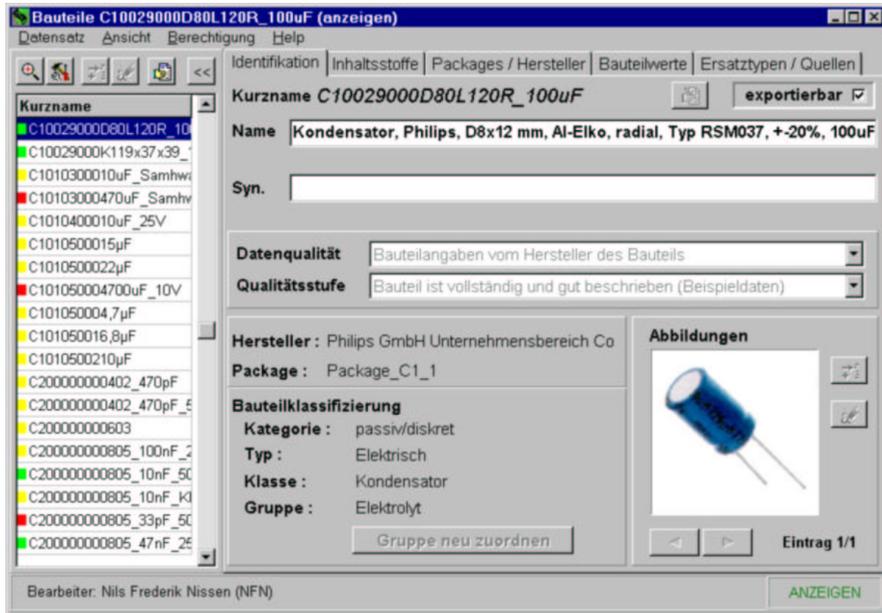


Abb. F.3: MÖWE – Modul Bauteile.

Stoff	Stoff-TPI/mg	Masse [mg]	Gew.-%	Beitrag
Al	0,73	495,00	45,0	362,56
Fe	0,00	25,00	2,3	0,00
Papier	0,00	44,00	4,0	0,00
PVC	0,80	66,00	6,0	52,49
Ethylenglykol	0,57	209,00	19,0	118,60
Gummi	0,00	253,00	23,0	0,00
SnPb28	6,68	8,00	0,7	53,43

Gesamt 1100,00 mg 587,08 TPI

Bauteilbewertung

Bewertung [TPI]: 587,08

Kom.: enthält Blei, PVC, Elektrolyt

Abb. F.4: MÖWE – Detailansicht Inhaltsstoffe eines Bauteils.

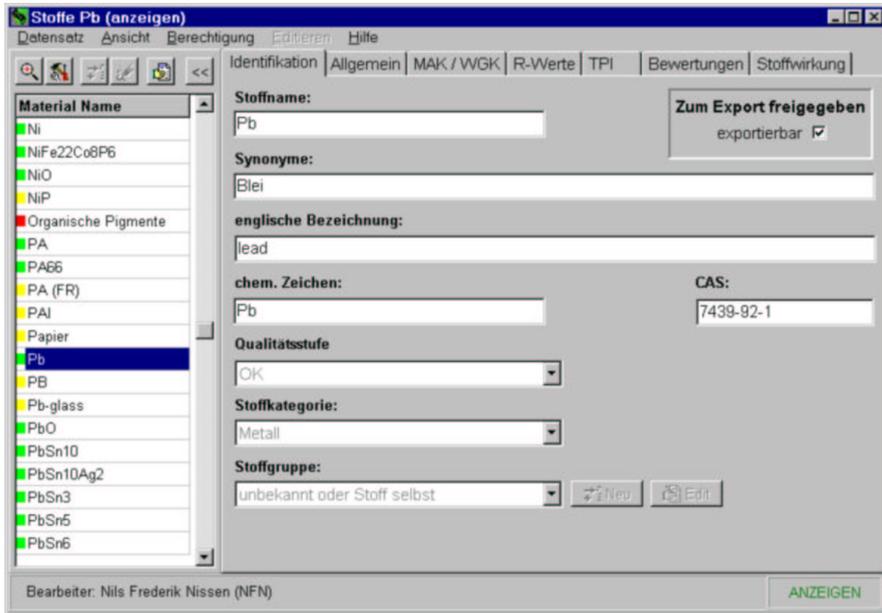


Abb. F.5: MÖWE – Modul Stoffe.

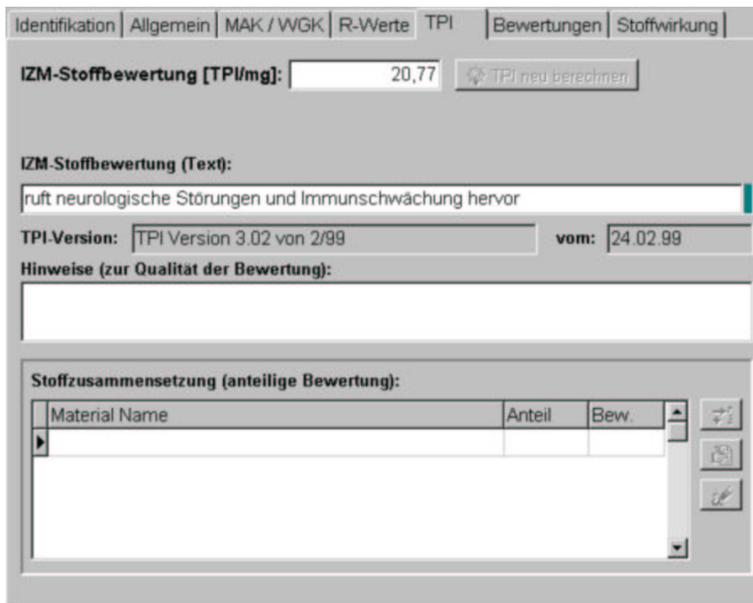


Abb. F.6: MÖWE – Modul Stoffe, Detailansicht TPI-Bewertung.

The image displays four screenshots of the MÖWE software interface, showing detailed views for substance data. The interface is organized into tabs: Identifikation, Allgemein, MAK / WGK, R-Werte, TPI, Bewertungen, and Stoffwirkung.

Bereich "MAK"

MAK: 0,1000 mg/m³ | TRK: 0,0000 mg/m³ | EU-Kanzerogenität: 0

Kommentar: [Empty text box]

Quelle: BIA 1/95 | Seite: 95 | Aktiv | Eintrag 1/2

Bereich "WGK"

WGK: 0

Kommentar: [Empty text box]

Quelle: KWS 91 | Seite: 32 | Aktiv | Eintrag 1/2

R-Werte:

R-Wert	Quelle	Seite	aktiv
R20/22	Merck-SDB 1998/3	1.12067	J
R33	Merck-SDB 1998/3	1.12067	J
R61	Merck-SDB 1998/3	1.12067	J
R62	Merck-SDB 1998/3	1.12067	J
R20/22	BIA 1/95		Bleiverb N
R33	BIA 1/95		Bleiverb N

Bewertungen (Einstufungen nach verschiedenen Bewertungssystemen)

Bewertungsverfahren	Wert (min)	Wert (max)	Kommentar
aktuell eingetragene TPI-Bewertung	20,77		
TPI-Archivwerte bis Version 3.02 vor	20,77		
Motorola Unit Toxicity [1/g]	100		0 lead alloy
Energiewerte Herstellung [J/mg]	73,7		127 SimaPro 8.11.1999

Toxizität

Toxizität	Wert
Algen: Sc. quadricaula toxisch ab [mg/l]	3,7000

Beschreibung der Stoffwirkung

Ökotoxizität
 Mikroorganismen reagieren weit empfindlicher gegen Blei im Boden als Pflanzen. Das Artengleichgewicht der Mikroorganismen verschiebt sich, während bei Pflanzen Wachstumsverzögerungen eintreten. Weitere Auswirkungen auf pflanzliche Funktionen (Photosynthese, Fortpflanzung etc.) sind wenig untersucht. Pflanzen nehmen Blei aus dem Boden auf und speichern es in den Wurzeln. Blei aus der Luft dringt über die Blätter in die Pflanzen ein, worüber es in die Nahrungskette und schließlich zum Menschen gelangt. Bleiverbindungen sind toxisch für aquatische Organismen

Humantoxizität
 Kinder sind durch Blei aufgrund der höheren Resorptionsrate und ihrer generell

Abb. F.7: MÖWE – Modul Stoffe, weitere Detailansichten.