TEXTE
19/2016

Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen

Anhänge

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 19/2016

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 92 315
UBA-FB 002276

Prüfung und Aktualisierung der Ökobilanzen für Getränkeverpackungen

Anhänge

von

Andreas Detzel, Benedikt Kauertz
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Prof. Dr. Birgit Grahl
INTEGRAHL Industrielle Ökologie, Heidekamp

Jürgen Heinisch
Gesellschaft für Verpackungsmarktfoschung, Mainz

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
Wilckenstr. 3
69120 Heidelberg

Abschlussdatum:
Februar 2015

Redaktion:
Fachgebiet III 1.6 Produktverantwortung
Gerhard Kotschik

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/pruefung-aktualisierung-der-oekobilanzen-fuer

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3711 92 315 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Anhang 1

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Ressourcenbeanspruchung

1 Umweltproblemfeld 1
2 Struktur des erforderlichen Indikators 6
3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 7
3.1. UBA (1999) 8
3.2. CML 10
3.2.1 CML (2002): „Abiotic resource depletion potential“ 10
3.2.2 CML update (2010) ADP fossil fuels 13
3.3. JRC (ILCD Handbook 2011) 13
3.4. ReCiPe 15
3.4.2 ReCiPe „Mineral resource depletion“ 15
3.4.1 ReCiPe „Fossil resource depletion“ 16
3.5. GPPS (2011) 18
3.6. IMPACT2002+ 18
3.7. Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) 19
3.8. Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS) 20
3.9. KEA/KEV 21
3.10. „Ressourcenstreckung“ 22
3.11. CEENE 23
4 Empfehlungen 25
5 Datenanforderungen an die Sachbilanz 28
6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 29
7 Literatur 31
8 Anhang 35
8.1 Sekundäranteile 35
8.2 Übersicht Definitionen 35

1 Umweltproblemfeld

Bei der Beschäftigung mit dem Umweltproblemfeld „Ressourcenbeanspruchung“ bedarf es zunächst einer Klärung des Begriffs Ressource, da er je nach Kontext eine andere Bedeutung erfährt. Ein erster Schritt ist die Eingrenzung auf „natürliche Ressourcen“ wie sie im deutschen Ressourceneffizienzprogramm [ProgRess 2012] und in der europäischen Ressourcenpolitik seit 2003 verstanden werden.

Doch auch der Begriff „**natürliche Ressource**“ benötigt eine möglichst präzise Definition, um das Umweltproblemfeld bestimmen zu können. Dazu soll in erster Linie die **Definition** aus dem Glossar des Umweltbundesamtes [Kosmol et al. 2012] herangezogen werden. Danach ist eine natürliche Ressource eine:

> Ressource, die Bestandteil der Natur ist. Hierzu zählen erneuerbare und nicht erneuerbare Primärrohstoffe, physischer Raum (Fläche), Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft), strömende Ressourcen (z.B. Erdwärme, Wind-, Gezeiten- und Sonnen-energie) sowie die Biodiversität.
>
> Es ist hierbei unwesentlich, ob die Ressourcen als Quellen für die Herstellung von Produkten oder als Senken zur Aufnahme von Emissionen (Wasser, Boden, Luft) dienen.

Zur Ergänzung seien hier auch die Definitionen bzw. Begrifflichkeiten aus den einschlägigen Mitteilungen der Europäischen Kommission genannt. Eine *Definition* findet sich nur in einer ersten Mitteilung der Europäischen Kommission von 2003 an den Rat und das EU-Parlament: „Towards a Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources“, EC COM(2003) 572 [EC COM 2003]. Unter *“Definitionen, Natürliche Ressourcen” (Kap. 2.1)* heißt es:

> These include:
> (a) **raw materials** such as minerals (including fossil energy carriers and metal ores) and biomass …..
> (b) **environmental media** such as air, water and soil ….
> (c) **flow resources** such as wind, geothermal, tidal and solar energy. ….
> (d) **space,** ….

Ergänzt ist die Aufzählung durch weitergehende Erläuterungen: Für Rohstoffe, welche davon als nicht erneuerbar, erneuerbar und erschöpflich verstanden werden; für Umweltmedien, dass bei diesen die Besorgnis im Gegensatz zu den Rohstoffen in einer nachlassenden Qualität liegt (nicht eine Frage der Menge, sondern des Zustands); für strömende Ressourcen, dass diese sich nicht erschöpfen können, für ihre Nutzung aber andere

Ressourcen erforderlich sind; für Raum, dass dieser für die Produktion oder Erhaltung der anderen Ressourcen erforderlich ist.

In den folgenden Dokumenten der Kommission findet sich keine allgemeine Definition für „natürliche Ressource“, dafür aber Schlüsselsätze, die nachfolgend zitiert sind.

So greift die „Thematic strategy on the sustainable use of natural resources“, EC COM(2005)670 [EC COM 2005(670)] von 2005 die Definition aus der Mitteilung von 2003 auf, jedoch nur im Fließtext der Einleitung:

> European economies depend on natural resources, including:
> raw materials such as minerals, biomass and biological resources;
> environmental media such as air, water and soil;
> flow resources such as wind, geothermal, tidal and solar energy; and
> space (land area).
> Whether the resources are used to make products or as sinks that absorb emissions (soil, air and water), they are crucial to the functioning of the economy and to our quality of life.

Neu explizit aufgezählt sind hier biologische Ressourcen.

Auch in dem Grundlagendokument der Europäischen Kommission von 2011 „A resource-efficient Europe – Flagship initiative under the Europe 2020 Strategy“ [EC COM 2011(21)] – findet sich nur im Einleitungsteil („warum ist Ressourceneffizienz wichtig?“) eine Beschreibung für natürliche Ressourcen:

> Natural resources underpin the functioning of the European and global economy and our quality of life.
> These resources include raw materials such as fuels, minerals and metals but also food, soil, water, air, biomass and ecosystems.

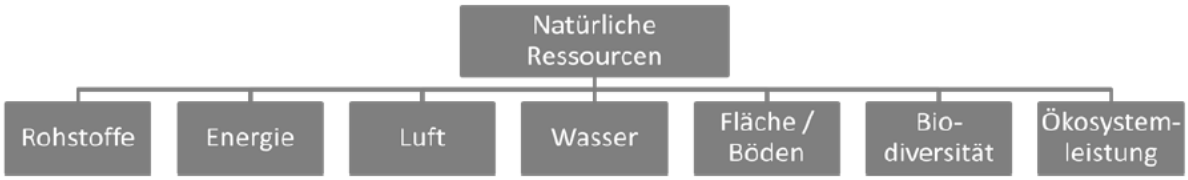
Hier werden „Nahrungsmittel“ und „Ökosysteme“ als natürliche Ressourcen mit aufgezählt.

Schließlich gibt die „Roadmap to a Resource Efficient Europe“ (2011)[EC COM 2011(571)] einen Ausblick wie mit welchen Ressourcen im Jahr 2050 umgegangen wird (Kap. 2, Designing the Roadmap):

> The Vision: By 2050 the EU's economy has grown in a way that respects resource constraints and planetary boundaries, thus contributing to global economic transformation. Our economy is competitive, inclusive and provides a high standard of living with much lower environmental impacts.
>
> All resources are sustainably managed, from raw materials to energy, water, air, land and soil. Climate change milestones have been reached, while biodiversity and the ecosystem services it underpins have been protected, valued and substantially restored.

Anstelle von biologischen Ressourcen, Nahrungsmitteln oder Ökosystemen ist hier nun von „Biodiversität“ und „Ökosystemdienstleistungen“ die Rede.

Auf nationaler Ebene greift die, aktuell im Gründruck vorliegende, Richtlinie VDI 4800 Blatt 1 [VDI 2014] die Definition aus dem UBA Glossar [Kosmol et al. 2012] und weitere Aspekte aus den Mitteilungen bzw. Strategiepapieren der Europäischen Kommission auf und gelangt zu der in nachfolgender Abbildung gezeigten Unterteilung für natürliche Ressourcen:



In Anlehnung daran können die unterteilten Gruppen hier folgendermaßen charakterisiert werden:

- Materialressourcen (Erneuerbare und nicht-erneuerbare Primärrohstoffe)
- Energieressourcen (Energierohstoffe, strömende Ressourcen, Strahlungsenergie)
- Luft
- Wasser
- Fläche (und Boden bei dessen agrar- und forstwirtschaftlicher Nutzung)
- Biodiversität (genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Vielfalt der Ökosysteme)
- Ökosystemleistungen inkl. der Senkenfunktion der Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft)

Sowohl *Material- als auch Energieressourcen* beziehen sich dabei ausschließlich auf **Primär**rohstoffe bzw. **Primär**energie. *Fläche* umfasst neben Landflächen auch Wasserflächen. *Ökosystemleistungen* werden als Naturkapital verstanden bzw. Leistungen und Güter aus Ökosystemen, die dem Menschen nützen. Im UBA Glossar [Kosmol et al. 2012] ist die Ökosystem(dienst)leistung nicht definiert; begrifflich genannt sind darin Ökosysteme z.B. deren Vielfalt als ein Aspekt der Biodiversität.

Unabhängig davon, ob man aus den Erläuterungen der deutschen und europäischen Ressourcenpolitik eine andere Gliederung ableiten könnte, lassen sich daraus für das Umweltproblemfeld „Ressourcenbeanspruchung“ im Rahmen von Ökobilanzen erste Schlüsse ziehen. Eine wichtige Schlussfolgerung ist, dass viele der genannten natürlichen Ressourcen schon im Rahmen anderer Wirkungskategorien abgebildet sind. Dies trifft auf Fläche (Boden), Wasser und Luft als Input-Ressource oder in ihrer Senkenfunktion zu. Auch die genannten Ressourcen Biodiversität und Ökosystemleistung (ohne Senkenfunktion) sind indirekt in der Wirkungskategorie „Landnutzung“ zu finden.

Damit verbleiben die natürlichen Ressourcen Rohstoff und Energie (Material- und Energieressourcen), die direkt in keiner anderen Wirkungskategorie auftreten. Vor diesem Hintergrund wird das hier betrachtete Umweltproblemfeld auf diese zwei natürlichen

Ressourcen eingegrenzt. Für diese lassen sich die folgenden beiden Kernaussagen feststellen:

- Die Verwendung von Rohstoffen und Energie repräsentiert die Aktivitäten menschlichen Handelns, die die Umwelt betreffen und beeinträchtigen. Damit sind Rohstoffentnahmen und Energienutzung gute Leitgrößen, um andere Umweltbelastungen wie Flächenverbrauch, Emissionen, etc. zu charakterisieren.

- Rohstoffe und Energie sind je nach Betrachtungsweise knapp und ihre übermäßige Nutzung führt dazu, dass sie anderen heute und vor allen Dingen zukünftigen Generationen nicht mehr zur Verfügung stehen.

Diese beiden Aspekte sind für die Zwecke der Ökobilanz keine unmittelbar geeigneten Zielansätze. Im Sinne der ersten Feststellung wird für eine umfassende Ökobilanz kein Indikator mit Repräsentanzfunktion benötigt, vielmehr ist nach Ökobilanznorm eine hinreichend umfangreiche Auswahl an Wirkungskategorien und damit Wirkungsindikatoren für eine ökologische Untersuchung heranzuziehen. Lediglich für Zwecke eines Screenings könnten Indikatoren mit Repräsentanzfunktion verwendet werden.

Die zweite Feststellung adressiert die Generationengerechtigkeit, es handelt sich also nicht um eine umweltbezogene Zielsetzung, sondern um eine Zielsetzung einer Nachhaltigen Entwicklung. In der im Jahr 1999 veröffentlichten UBA-Methode [Schmitz, Paulini 1999] wurden Ressourcen dennoch als übergeordnetes Schutzziel in die Ökobilanz einbezogen. Zur Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ heißt es darin: „Die Abnahme des Bestandes an Rohstoffen und fossilen Brennstoffen stellt ein Umweltproblem an sich dar“. Es wurde zudem darauf hingewiesen, dass die Einordnung natürlicher Ressourcen als übergeordnetes, eigenständiges Schutzziel in Übereinstimmung mit der Position der SETAC[1] erfolgte. Konstatiert wurde jedoch auch, dass unter den Ökobilanz-Fachleuten Uneinigkeit darüber herrschte.

Grundsätzlich ist die Zielsetzung der Generationengerechtigkeit für eine Nachhaltigkeitsbewertung zu begrüßen, doch wurde die Ökobilanzmethode als Technik zum besseren Verständnis von Umweltauswirkungen entwickelt [ISO 14040]. Möchte man den Nachhaltigkeitsaspekt der intra- oder intergenerativen Gerechtigkeit in eine Ökobilanz mit aufnehmen, so wäre konsequenterweise der Untersuchungsrahmen deutlich zu erweitern und es müssten auch sozioökonomische Nachhaltigkeitskriterien aufgenommen werden.

In der aktuellen Literatur insbesondere zu Rohstoffindikatoren, fällt auf, dass eine Beschreibung eines Umweltproblemfeldes im engeren Sinne nicht stattfindet oder es wird, wie im ILCD Handbook des Joint Research Centre [JRC 2011], die Schwierigkeit dargelegt ein eindeutiges Umweltproblem zuzuordnen. Grundsätzlich sind natürliche Ressourcen im

[1] Zitiert wird [Consoli et al. 1993]

ILCD Handbook (Figure 1-1) neben menschlicher Gesundheit und natürlicher Umwelt als „Area of Protection“ (AoP) (endpoint level) eingeordnet. Vom midpoint level zugeordnet sind den natürlichen Ressourcen: Landnutzung, Ressourcenverbrauch und Dürren, Versalzung. Im Hintergrunddokument des ILCD Handbooks „Framework and requirements for LCIA models and indicators“ [JRC 2010] werden aber auch die Überschneidungen der drei „Schutzbereiche“ diskutiert und zur Abgrenzung der Schutz der natürlichen Ressourcen über die „Knappheit“ begründet (S.24) und zwar explizit die potenzielle Knappheit für Menschen: „… the concern for the AoP term ‚Natural Resources‘ is to capture the availability and use potential of resources used and valued by humans only“ (S.25). Dabei ist diese Aussage nicht abschließend postuliert, sondern wird im Folgenden auch zur weiteren, erforderlichen Diskussion gestellt wird. Auch die Bedeutung der natürlichen Ressourcen wird in Frage gestellt bzw. wie diese bestimmt werden kann (bemessen am heutigen oder auch künftigen Bedarf; bemessen an essentiellen Funktionen oder inklusive Luxusartikel). Die Unklarheit darüber, was Ressourcenbeanspruchung ausdrücken soll, veranlasste JRC dazu bestehende Charakterisierungsmethoden in vier Kategorien unterschiedlicher Zielsetzung einzuteilen[2] (s.a. Kap. 3.3).

Grundsätzlich kann als Begründung für eine Einordnung von Ressourcen als Umweltschutzgut das aktuell in Deutschland bestehende Rechtsverständnis herangezogen werden, wohlwissend, dass die rechtliche „Festlegung der Schutzgüter wesentlich vom moralisch-ethischen Kanon einer Gesellschaft und den ethischen Überzeugungen der bewertenden Personen abhängt“ [Schmitz, Paulini 1999]. Im deutschen Umweltrecht sind „natürliche Ressourcen“ bislang nicht unmittelbar als Schutzgut adressiert bzw. eingeordnet. Jedoch findet sich eine umweltbezogene Zielsetzung des Ressourcenschutzes im Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung [UVPG 2013]. Dort heißt es unter § 2 Begriffsbestimmungen:

> Die Umweltverträglichkeitsprüfung ist ein unselbständiger Teil verwaltungsbehördlicher Verfahren, die der Entscheidung über die Zulässigkeit von Vorhaben dienen. Die Umweltverträglichkeitsprüfung umfasst die Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen eines Vorhabens auf
> 1. Menschen, einschließlich der menschlichen Gesundheit, Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt,
> 2. Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft,
> 3. Kulturgüter und sonstige Sachgüter sowie
> 4. die Wechselwirkung zwischen den vorgenannten Schutzgütern.

[2] „Following the impact pathway, resource depletion impacts are suggested to be divided into four categories *reflecting the lack of consensus on what the issue is for this impact category*.” [JRC 2011, S.92].

Folgt man der Logik des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung, so gehören nach Punkt 3 auch Sachgüter zu den Schutzgütern dieses Rechtsrahmens. Dem liegt ein Verständnis für Umwelt zu Grunde, das nach dem Umweltgutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen von 1987 [Deutscher B'tag 1987] „einerseits nichtlebende und lebende Umweltbestandteile, andererseits natürliche und vom Menschen geschaffene oder veränderte Strukturen, ferner auch stoffliche und nichtstoffliche (materielle und immaterielle) Komponenten" unterscheidet. Ein analoges Verständnis fand sich auch in einem Positionspapier der SETAC (SETAC-EUROPE [1999], zitiert in: [Schmitz, Paulini 1999]), in dem auch *man made environment*, also z.B. Kultur- und Wirtschaftsgüter, als Schutzgüter postuliert wurden.

Das Umweltproblemfeld „Ressourcenbeanspruchung" mit dem Fokus auf Rohstoffe und Energie lässt sich damit auf das Schutzgut „Sachgüter" anwenden, die im Sinne eines umfassenden Umweltschutzes an sich und nicht vermittelt über andere Umweltaspekte zu schützen sind. Damit einhergehend sind Sachgüter möglichst dauerhaft zu schützen. Das bedeutet, dass vom Menschen geschaffene Strukturen – auch materielle Komponenten – zu schützen sind. Als Sachgüter werden nach der Deutschen Enzyklopädie im weiteren Sinne alle materiellen Realgüter (Konsumgüter und Produktionsmittel) verstanden[3]. Damit gilt die Einordnung als Schutzgut auch für Sachgüter wie Produkte und Materialien, egal ob für die stoffliche oder energetische Nutzung gedacht.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Die derzeit veröffentlichten Ansätze zur Bewertung der Ressourcenbeanspruchung sind beschränkt auf Rohstoffe und Energie. Sie reichen von der einfachen Berücksichtigung der Rohstoff- und Energieinputs auf Sachbilanzebene bis hin zu komplexen ökonomischen Modellen wie die Berechnung der Rohstoffproduktivität mit Hilfe statistischer Tabellen. In beiden Fällen erfolgt jedoch lediglich eine einfache Aufsummierung der eingesetzten Massen und Energien. Dieser Ansatz greift zu kurz, da hierdurch nur bedingt Aussagen über den Grad der Zerstörung von Sachgütern – im weiteren Sinne von Materialien bzw. Rohstoffen – bzw. deren Verlust getroffen werden können.

Mit der Festlegung auf das Umweltproblemfeld bzw. das Umweltziel „Schutz von Sachgütern", ergibt sich daraus auch die Struktur des möglichen Indikators. Dieser muss nach [ISO 14044] die potenziellen Umweltwirkungen abbilden, was in diesem speziellen Fall den potenziellen Verlust von Sachgütern bedeutet. Auf Materialebene übersetzt muss also ein Indikator den potenziellen Verlust des Materials durch die Nutzung im System darstellen. Ist das Material nach seiner Nutzung zerstört, wie z.B. bei der Verbrennung von Kohle, also

[3] http://www.enzyklo.de/Begriff/Sachgüter

der energetischen Nutzung, so ist es unwiederbringlich „verloren“ und es ist die höchste Schadwirkung anzunehmen. Die destruktive Nutzung ist am weitesten vom Schutzziel „Erhalt von Sachgütern“ entfernt; dies betrifft alle Energierohstoffe. Materialressourcen wie z.B. Metalle werden dagegen in der Regel durch ihre Nutzung nicht zerstört, sondern in der Technosphäre in unterschiedlichen Konzentrationen verteilt. Damit hängt der potenzielle Verlust dieser Materialien vom Grad der dissipativen Nutzung ab.

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Methoden zur Adressierung der Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ bezüglich von Rohstoffen und Energie.

Tabelle 1: Ausgewählte Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“

Institution/Methode	Umsetzung
[UBA 1995]+Aktualisierungen	Adressiert nur fossile Energieträger, Charakterisierungsfaktor „Rohöläquivalente“ nach statischer Reichweite der Energieträger, normiert auf Öl
[CML 2002] (update 2010),	Abiotic resource depletion potential Adressiert einzelne Elemente (71 Metalle und die fossilen Energieträger), Charakterisierungsfaktor ist Verhältnis aus Extraktion zu Reservenbasis, auf Antimon normiert
[JRC 2011]	Einteilung in vier Methodenkategorien innerhalb der Wirkungskategorie „resource depletion“; Schutz von Ressourcen ist über Knappheit (Kategorie 2) begründet; u.a. deswegen aktuell nur Empfehlung für CML (2002)
[ReCiPe 2008],	mineral resource depletion: Adressiert nur Metalle, Charakterisierungsfaktor nach „marginal cost increase“, die durch die Extraktion verursacht wird fossil resource depletion Adressiert nur fossile Energieträger, stellt den Energieaufwand „zukünftiger“ oder „neuer“ Gewinnungstechniken fossiler Energietechniken

	der heutigen Ölgewinnung gegenüber
[GPPS 2011]	Empfiehlt [CML 2002] oder [EDIP 1997]
[IMPACT2002+]	Verwendet die Eco-indicator 99-Faktoren

Ergänzend:

Institution/Methode	Umsetzung
UBA/IFEU - Kumulierter Rohstoffaufwand	Sachbilanzebene, gegliedert nach Rohstoffarten (biotisch, mineralisch, metallisch, energetisch)
Wuppertal Institut - MIPS	Sachbilanzebene, Aufsummierung aller entlang des Lebensweges benötigten Materialien (Wasser, Luft, biotische und abiotische Rohstoffe) sowie auch der nicht benötigten Materialien (ungenutzte Entnahme)
KEA/KEV	Sachbilanzebene, Aufsummierung der entlang des Lebensweges benötigten Energiemenge; beim KEA inkl. der nicht energetisch eingesetzten Materialien (Heizwert)
Stiftung Initiative Mehrweg (SIM) - „Ressourcenstreckung“	Vergleich des Ressourcenbedarfs eines Referenzsystems mit dem jeweils betrachteten System
[Dewulf et al. 2007] - CEENE	Sachbilanzebene, Aufsummierung der entlang des Lebensweges benötigten Exergiemenge

3.1. UBA (1999)

Methode

Die Beanspruchung von Ressourcen wird in [UBA 1999] in zwei Kategorien eingeteilt:

Die **destruktive Nutzung** und **nicht destruktive, dissipative Nutzung.**

Bei der **destruktiven Nutzung** handelt es sich nach [UBA 1999] um eine Nutzung, bei der die „nutzbaren Eigenschaften des Rohstoffs verloren gehen“, z.B. bei der Verbrennung von Öl zur Energieerzeugung.

Bei der **nicht destruktiven, dissipativen Nutzung** handelt es sich nach [Schmitz, Paulini 1999] um eine Nutzung, bei der die Rohstoffe „nicht zerstört, aber umgewandelt und aufgelöst oder weit zerstreut“ werden.

Für die letzte Kategorie verweist [UBA 1999] auf [Müller-Wenk 1998], dessen Konzept die „Knappheit“ von Rohstoffen anhand des „virtuellen umweltrelevanten Eingriffs“ (virtual environmental intervention) misst. Dieses Konzept verfolgt die Theorie, dass die jetzige Extraktion von Metallrohstoffen dazu führt, dass der Aufwand zur zukünftigen Extraktion wegen sinkender Metallgehalte in den Lagerstätten steigt. Es wird jedoch auch bemerkt, dass die Berechnungen nach Müller-Wenk den Schluss zulassen, dass die Ergebnisse dieser Bewertung „keinen großen Anteil am Gesamtergebnis der Ökobilanz haben“ [UBA 1999]. Dies wird als Begründung angeführt, die Bewertung von „dissipativ genutzten Ressourcen bis zum Vorliegen einer anwendbaren Methode bei der Bewertung zu vernachlässigen“.

Für die Bewertung der **destruktiven Nutzung** von Rohstoffen empfiehlt [UBA 1999] die Bewertung nach „**Rohöläquivalenten**“, die sich nach der statischen Reichweite des jeweiligen fossilen Energieträgers und dessen Energieinhalt berechnet, und dann auf Rohöl normiert wird. Somit ergeben sich folgende Charakterisierungsfaktoren:

Tabelle 2: Rohöläquivalenzfaktoren

INPUT	**Statische Reichweite**	**Energieinhalt fossil**	**Rohöl-Äquivalenzfaktor (ROE_i)**
Rohstoffe in d. Lagerstätte (RiL)	**[a]**	**in kJ/kg**	**in kg Rohöl-Äq./kg**
Braunkohle	200	8.303	0,0409 (kg ROE/kg)
Erdgas	60	37.781	0,6205 (kg ROE/kg)
Rohöl	42	42.622	1 (kg ROE/kg)
Steinkohle	160	29.809	0,1836 (kg ROE/kg)

Quelle: [UBA 1995]; der darin ausgewiesene Heizwert für Erdgas von 31.736 kJ/Nm³ wurde hier zwecks einheitlicher Darstellung umgerechnet auf Masse (Dichte: 0,84 kg/Nm³); generell anzumerken ist, dass der Originalwert in [UBA 1995] sehr niedrig ist; üblicherweise liegen Heizwerte für Erdgas zwischen 35.000 und 40.000 kJ/Nm³ (s. z.B. [Ecoinvent 2003, Teil V]).

Ziel

Der Indikator „Rohöläquivalente“ zielt auf die Verringerung des Einsatzes von Energieträgern mit geringer statischer Reichweite ab.

Datenaspekte

Die für die Berechnung des Indikators erforderlichen Daten (Statische Reichweite und Energieinhalt) sind verfügbar.

Der Indikator „Rohöläquivalente“ birgt methodische Probleme, die hier kurz thematisiert werden sollen: Zum einen ist der Bezug auf die statische Reichweite ein diskutables Vorgehen. Die statische Reichweite bildet immer nur eine Momentaufnahme ab, denn es werden immer neue Lagerstätten oder Extraktionsmethoden gefunden, die die Reserve des Rohstoffes wieder erhöht. Somit ist die Aussagekraft dieses Wertes per se eingeschränkt. Ebenfalls ist der Bezug auf Rohöl als diskutabel anzusehen, denn eine Verlagerung der Produktion in eine kohlebasierte Volkswirtschaft würde ein Produkt hier mit weniger Rohöläquivalenten belasten.

3.2. CML

3.2.1 CML (2002): „Abiotic resource depletion potential“

Methode

Das Modell aus [CML 2002] berücksichtigt die Knappheit von Materialien als Funktion der „natürlichen Reserve“ der Ressource in Verbindung mit der Extraktionsrate. Es bezieht sich ausschließlich auf abiotische Rohstoffe (Tabelle 3). Die „natürliche Reserve“ der Rohstoffe basiert auf den „ultimativen Reserven“ (‘ultimate reserves‘), das heißt auf Konzentrationen der Elemente und von fossilem Kohlenstoff in der Erdkruste.

Das Abiotic Depletion Potential (ADP) wird durch Summenbildung aus dem Produkt der Masse einzelner Rohstoffe (m_i) und ihrem ADP (ADP_i) folgendermaßen berechnet:

$$\textbf{Abiotic depletion} = \sum_{\mathbf{i}} \mathbf{ADP}_i * m_i$$

und

$$ADP_i = \frac{DR_i / (R_i)^2}{DR_{ref} / (R_{ref})^2}$$

Mit: $\mathbf{m_i}$: Extraktionsmenge der Ressource i [kg]
$\mathbf{ADP_i}$: “abiotic depletion potential“ der Ressource i [-]
$\mathbf{R_i}$: Ultimative Reserve der Ressource i [kg]
$\mathbf{DR_i}$: Extraktionsrate der Ressource i [kg*yr^{-1}]
$\mathbf{R_{Ref}}$: Ultimative Reserve der Referenzressource Antimon [kg]
$\mathbf{DR_{Ref}}$: Extraktionsrate der Referenzressource Antimon [kg*yr^{-1}]

Die Quotienten aus Extraktion und ultimativer Reserve einer Ressource werden zum entsprechenden Quotienten der Referenz Antimon ins Verhältnis gesetzt, um das ADP als

Antimon-Äquivalente (Sb-eq) ausdrücken zu können. Auf diese Weise wurden die in Tabelle 3 aufgeführten Charakterisierungsfaktoren für Materialien ermittelt.

Die gezeigten Faktoren beziehen sich auf ein einzelnes Jahr (vermutlich 2000). Ebenfalls veröffentlicht sind die verwendeten Werte für die ultimativen Reserven sowie Deakkumulationsraten (deaccumulation), um die Berechnung alternativer Reserven- und Deakkumulationsraten-basierter ADPs zu ermöglichen. Für Daten zu ökonomischen Reserven wird auf die Webseite der U.S. Geological Survey (USGS) verwiesen[4].

In den auf dem Markt befindlichen LCA-Programmen sind die ADP-Werte jedoch als unveränderliche Werte enthalten und können nur über Softwareupdates aktualisiert werden.

[4] http://minerals.usgs.gov/minerals/

Tabelle 3: Charakterisierungsfaktoren der CML Methode „Abiotic Resource Depletion Potential (ADP)“, basierend auf ultimativen Reserven und Extraktionsraten

Element	ADP (in kg Antimon-eq./kg)	Element	ADP (in kg Antimon-eq./kg)	Element	ADP (in kg Antimon-eq./kg)
Ac	6,33E+13	I	0,0427	Sm	5,32E-07
Al	0,00000001	Ir	32,3	Sc	3,96E-08
Sb	1	Fe	8,43E-08	Se	0,475
Ar	4,71E-07	K	3,13E-08	Si	2,99E-11
As	0,00917	Kr	20,9	Ag	1,84
Ba	1,06E-10	La	2,13E-08	Na	8,24E-11
Be	0,0000319	Pb	0,0135	Sr	0,00000112
Bi	0,0731	Li	0,00000923	S	0,000358
B	0,00467	Lu	0,0000766	Ta	0,0000677
Br	0,00667	Mg	3,73E-09	Te	52,8
Cd	0,33	Mn	0,0000138	Tb	0,0000236
Ca	7,08E-10	Hg	0,495	Tl	0,0000505
Ce	5,32E-09	Mo	0,0317	Th	2,08E-07
Cs	0,0000191	Nd	1,94E-17	Tm	0,0000831
Cl	4,86E-08	Ne	0,325	Sn	0,033
Cr	0,000858	Ni	0,000108	Ti	4,4E-08
Co	0,0000262	Nb	0,0000231	W	0,0117
Cu	0,00194	Os	14,4	U	0,00287
Dy	0,00000213	Pd	0,323	V	0,00000116
Er	0,00000244	P	0,0000844	Xe	17500
Eu	0,0000133	Pt	1,29	Yb	0,00000213
F)	0,00000296	Po	4,79E+14	Y	3,34E-07
Gd	6,57E-07	Pr	2,85E-07	Zn	0,000992
Ga	1,03E-07	Pa	9770000	Zr	0,0000186
Ge	0,00000147	Ra	23600000	Rohöl	0,0201
Au	89,5	Rn	1,2E+20	Erdgas [Sb-eq/m³]	0,0187
Hf	8,67E-07	Re	0,766	Steinkohle	0,0134
He	148	Rh	32,3	Braunkohle	0,00671
Ho	0,0000133	Rb	2,36E-09	Fossile Energie [kg Sb-eq/MJ]	0,000481
In	0,00903	Ru	32,3		

Datenaspekte

Die entlang des Lebensweges von Produkten entnommenen und verwerteten Rohstoffmengen lassen sich mittlerweile gut durch die vorhandenen Datenbanken zu Lebenszyklusdaten abbilden.

Ziel

Der Indikator „Abiotic resource depletion potential“ ADP zielt auf die Verringerung des Einsatzes „knapper“ Ressourcen ab.

3.2.2 CML update (2010) ADP fossil fuels[5]

Ein Update der Faktoren im Jahr 2010 brachte die methodische Änderung mit sich, dass nun zwischen $ADP_{elements}$ und ADP_{fossil} unterschieden wurde. In der Veröffentlichung von [CML 2002] werden fossile Energieträger als untereinander austauschbar angesehen. Folglich werden in der Version 2002 die Reserven wie auch die jährliche Entnahme fossiler Ressourcen als Gesamtmenge berechnet. Die Aufteilung in die verschiedenen Energieträger erfolgt über den Heizwert (H_i). Im Update 2010 wurde der Idee gefolgt, nicht nur fossile Energie in MJ zu charakterisieren, sondern direkt die einzelnen Energieträger in der für sie jeweils gebräuchlichen Maßeinheit: Gas in m^3, Öl in kg, etc.; verwendet wird hierfür der Heizwert des jeweiligen fossilen Energieträgers.

Durch dieses Verfahren wird die „Charakterisierung“ der fossilen Energieträger unter dem „abiotic resource depletion potential“ aufgegeben und ein reiner Sachbilanzindikator für fossile Energieträger entsteht. Dieser entspricht dem in Kapitel 3.9 vorgestellten Kumulierten Energieaufwand (KEA) der fossilen Energieträger.

3.3. JRC (ILCD Handbook 2011)

JRC unterscheidet im ILCD Handbook [JRC 2011] vier Methodenkategorien innerhalb der Wirkungskategorie „resource depletion“ denen bestehende Charakterisierungsmethoden zugeordnet sind:

Kategorie 1: Methoden nach Eigenschaft der Ressource (z.B. Exergie)

Kategorie 2: Methoden nach Knappheit der Ressource (z.B. CML (2002))

Kategorie 3: Methoden für Wasser (z.B. Swiss Ecoscarcity water)

Kategorie 4: Endpoint-Methoden (z.B. ReCiPe)

Für jede dieser Kategorien wird eine Empfehlung für eine Methode abgegeben.

Für die <u>Kategorie 1</u> wird das Exergiemodell CEENE nach (Dewulf et al. 2007) (s.a. Kap. 3.11) als am weitesten entwickelte Methode angesehen. Allerdings wird keine Methode aus dieser Kategorie empfohlen, da die Beschränkung auf die Eigenschaft der Ressource dazu führt, dass keine der Methoden genügend Umweltrelevanz hat, um empfohlen zu werden. Die zu empfehlende Methode muss ein Element enthalten, das die „Knappheit“ von

[5] http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/databases/cmlia/cmlia.zip

Ressourcen reflektiert, da Knappheit die Begründung für den im ILCD Handbook beschriebenen Schutzbereich „Natürliche Ressourcen“ darstellt[6].

Die Methoden der Kategorie 2 erfüllen diese Anforderung, sie beruhen auf der Knappheit von Ressourcen. Empfohlen wird die Methode nach [CML 2002] (vgl. Kap. 3.2), da sie die Knappheit durch Extraktion und Reserven einer Ressource adressiert und die meisten der als für die EU kritisch identifizierten Materialien abdeckt[7]. Für den EDIP (1997, update 2003)[8] wird in der Diskussion dargelegt, dass das Charakterisierungsmodell letztlich nur auf den ökonomisch ausbeutbaren Reserven beruht. Zur Berechnung wird die Extraktionsrate durch die globale Produktion 2004 dividiert und auf die Menge ökonomisch ausbeutbarer Reserven gewichtet, was effektiv bedeutet, dass die globale jährliche Produktion herausfällt. Der Charakterisierungsfaktor ist in „person-reserve“ angegeben, als Menge der Ressource, die einem Durchschnittsweltbürger zur Verfügung steht.

Die Methoden der Kategorie 3 betreffen die Ressource Wasser, die im Rahmen der vorliegenden Studie als separates Umweltproblemfeld diskutiert wird. Dies entspricht im Grundsatz auch der Trennung dieser Kategorie bei JRC von Kategorie 2.

Die Methoden der Kategorie 4 zielen darauf ab, die gesamten Umweltwirkungsmechanismen abzudecken. Es handelt sich entweder um endpoint-Indikatoren in denen die verschiedenen Wirkungskategorien in einen Einzahlindikator zusammengefasst werden (z.B. Ecoindicator-99) oder um Indikatoren, die auf Basis von Szenario-Vergleichen gewonnen werden wie bei [ReCiPe 2008] (s. Kap. 3.4**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Allen diesen Methoden gemeinsam ist, dass die Ergebnisse durch die erforderlichen Modellannahmen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. JRC empfiehlt keine Methode aus dieser Kategorie, da alle auf endpoint-Ebene evaluierten Methoden zu unausgereift sind, um empfohlen zu werden. Die ReCiPe-Methode wird als am ehesten geeignet angesehen, um als Interim-Lösung dienen zu können.

Für erneuerbaren Ressourcen wird von JRC keine Charakterisierungsmethode empfohlen.

---

[6] „As resources dwindle, the economic system upon which human welfare depends may be damaged. Resource scarcity is therefore the rationale for this AoP” (p.24) [JRC 2010]

[7] Verwiesen wird auf die Ad-hoc Arbeitsgruppe der Europäischen Kommission 2010.

[8] EDIP ist eine Entwicklung des Dänischen Umweltministeriums und Umweltbundesamtes mit Stakeholdern, die konkretisierende Anleitung und Empfehlungen zur Ökobilanzierung an die Hand geben will. Der aktualisierte Leitfaden wurde 2005 veröffentlicht [EDIP 2005]

3.4. ReCiPe

3.4.2 ReCiPe „Mineral resource depletion“

Methode

Durch die Methode der „mineral resource depletion“ nach [ReCiPe 2008] kann das sogenannte Ressourcenerschöpfungspotenzial von mineralischen Stoffen abgeschätzt werden. Hintergrund für diese Potenziale ist die Theorie, dass der Metallgehalt der Lagerstätten mit zunehmender Extraktion dieser Metalle sinkt[9]. Auf Basis von Lagerstätten- und Preisinformationen des U.S. Geological Survey (USGS) wird der monetäre Effekt einer Extraktion eines Metalls auf die Lagerstätte berechnet. Diese Information wird für alle in der USGS-Datenbank[10] verfügbaren Lagerstätten gesammelt und aggregiert, um den Effekt auf die „Gesamt-Extraktion“ des zu betrachtenden Metalls zu berechnen. Hieraus errechnen sich die Charakterisierungsfaktoren dann nach folgender Formel:

$$CF_{c,kg} = -\frac{\overline{M_c}}{\overline{(c_c)^2}} * V_c^2 * P_{c,kg}$$

Mit: $CF_{c,kg}$: Charakterisierungsfaktor für Material c [1/$*yr]
$\overline{M_c}$: Mittlerer marginaler Kostensteigerungsfaktor der Lagerstätten des Materials c [kg]
$\overline{c_c}$: Mittlere Lagerstättenkonstante des Materials c [$]
V_c : Wert des Materials c [$]
$P_{c,kg}$: Produzierte Menge des Materials c [kg]

Der Ausdruck: $-\frac{\overline{M_c}}{\overline{(c_c)^2}}$ repräsentiert die marginale Kostensteigerung der Extraktion des Materials c. Er besitzt ursprünglich im Laufe der Formelherleitung noch eine Konstante mit der Einheit [$/kg]. Diese Konstante ist bei der Bildung der sog. „Midpoint-Faktoren“ entfernt worden. Mit dieser Konstante ist die Einheitenberechnung konsistent.

Die Referenzierung der einzelnen Faktoren erfolgt auf den Faktor von Eisen, um sämtliche Faktoren in Eisen-Äquivalenten ausdrücken zu können.

Auf diese Art wurden Charakterisierungsfaktoren für die in Tabelle 4 dargestellten Metalle berechnet. Die so berechneten Charakterisierungsfaktoren werden dann mit der Menge der entlang des Lebenswegs benötigten Materialien multipliziert und letztlich aufsummiert.

---

[9] Diese Theorie ist umstritten, da unter Umständen aus ökonomischen Gründen Lagerstätten mit geringen Erzgehalten vorrangig abgebaut werden (z.B. Tagebau).
[10] http://tin.er.usgs.gov/mrds/

Tabelle 4: Charakterisierungsfaktoren für ein kg des in der linken Spalte dargestellten Metalls nach [ReCiPe 2008] für die „mineral resource depletion“

Metall	CF in kg Fe-eq/ kg
Ag	286
Al	0,09
Au	69900
Co	1,01
Cr	24,9
Cu	42,7
Fe	1
Ir	92,5
Mn	76,6
Mo	208
Ni	12,5
Os	6480
Pb	1,77
Pd	3810
Pt	163000
Rh	20300
Ru	2010
Sn	1270
U	123
Zn	2,25

Ziel

Der Indikator „Mineral resource depletion“ zielt auf die Verringerung des Verbrauchs „knapper“ Ressourcen ab.

3.4.1 ReCiPe „Fossil resource depletion“

Methode

Die Methode der „fossil resource depletion“ basiert auf der voraussichtlichen Änderung des Versorgungsmixes zwischen konventionellen und unkonventionellen Ölgewinnungsmethoden. Hierbei wird der Energieaufwand der unkonventionellen Ölgewinnung dem Energieaufwand heutiger Ölgewinnungstechniken gegenübergestellt. [ReCiPe 2008] trifft diese Wahl mit der Begründung, dass in den meisten Zukunftsszenarien die unkonventionelle Ölgewinnung global eine große Bedeutung gewinnt. Als Berechnungsgrundlage für die Charakterisierungsfaktoren werden Informationen der International Energy Agency (IEA) zum Energieaufwand der Gewinnung von Energieträgern herangezogen. Die Charakterisierungsfaktoren berechnen sich nach folgender Formel:

$$CF_i = \frac{CED_i}{CED_{ref}}$$

Mit: CF_i: Charakterisierungsfaktor des Energieträgers (in kg oil-equivalents/unit of resource)
CED_i: kumulierter Energieaufwand des Energieträgers i (in MJ/unit of resource)
CED_{ref}: kumulierter Energieaufwand der konventionellen Ölgewinnung (in MJ/kg oil)

Der Charakterisierungsfaktor ist dimensionslos: Durch den Bezug auf „eine Einheit Ressource“ (ein Kilogramm/ein Megajoule/ein Kubikmeter) des zu bewertenden Energieträgers wird diesem ein Äquivalent zu konventionellem Rohöl zugeordnet (siehe auch Fußnote in Tabelle 5).

Tabelle 5: Charakterisierungsfaktoren nach [ReCiPe 2008] für „fossil resource depletion“

Resource	CFmidpoint	Unit*
Coal, 18 MJ per kg, in ground	0,429	kg oil-eq/kg
Coal, 26.4 MJ per kg, in ground	0,629	kg oil-eq/kg
Coal, 29.3 MJ per kg, in ground	0,698	kg oil-eq/kg
Coal, brown, 10 MJ per kg, in ground	0,238	kg oil-eq/kg
Coal, brown, 8 MJ per kg, in ground	0,190	kg oil-eq/kg
Coal, brown, in ground	0,236	kg oil-eq/kg
Coal, feedstock, 26.4 MJ per kg, in ground	0,629	kg oil-eq/kg
Coal, hard, unspecified, in ground	0,455	kg oil-eq/kg
Energy, from coal	0,024	kg oil-eq/MJ
Energy, from coal, brown	0,024	kg oil-eq/MJ
Energy, from gas, natural	0,024	kg oil-eq/MJ
Energy, from oil	0,024	kg oil-eq/MJ
Energy, from peat	0,024	kg oil-eq/MJ
Energy, from sulfur	0,024	kg oil-eq/MJ
Gas, mine, off-gas, process, coal mining/kg	1,190	kg oil-eq/kg
Gas, mine, off-gas, process, coal mining/m3	0,948	kg oil-eq/m3
Gas, natural, 30.3 MJ per kg, in ground	0,721	kg oil-eq/kg
Gas, natural, 35 MJ per m3, in ground	0,833	kg oil-eq/m3
Gas, natural, 36.6 MJ per m3, in ground	0,871	kg oil-eq/m3
Gas, natural, 46.8 MJ per kg, in ground	1,110	kg oil-eq/kg
Gas, natural, feedstock, 35 MJ per m3, in ground	0,833	kg oil-eq/m3
Gas, natural, feedstock, 46.8 MJ per kg, in ground	1,110	kg oil-eq/kg
Gas, natural, in ground	0,912	kg oil-eq/m3
Gas, off-gas, oil production, in ground	0,948	kg oil-eq/m3
Gas, petroleum, 35 MJ per m3, in ground	0,833	kg oil-eq/m3
Methane	0,855	kg oil-eq/kg
Oil, crude, 38400 MJ per m3, in ground	914	kg oil-eq/m3
Oil, crude, 41 MJ per kg, in ground	0,976	kg oil-eq/kg
Oil, crude, 42 MJ per kg, in ground	1,000	kg oil-eq/kg
Oil, crude, 42.6 MJ per kg, in ground	1,010	kg oil-eq/kg
Oil, crude, 42.7 MJ per kg, in ground	1,020	kg oil-eq/kg
Oil, crude, feedstock, 41 MJ per kg, in ground	0,976	kg oil-eq/kg
Oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg, in ground	1,000	kg oil-eq/kg
Oil, crude, in ground	1,090	kg oil-eq/kg

Resource	CFmidpoint	Unit*

* For “kg oil-eq”, read “kg oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg, in ground-eq”

Ziel

Der Indikator „fossil resource depletion“ zielt auf die Bewahrung der Abbaubedingungen fossiler Rohstoffe ab.

3.5. GPPS (2011)

Das Consumer Goods Forum empfiehlt [GPPS 2011] zur Beschreibung der „non-renewable resource depletion“ entweder [CML 2002] oder EDIP (1997, update 2003) [EDIP 2005]. Ein Unterschied zwischen den beiden Methoden besteht darin, dass [CML 2002] sich in seiner „Baseline method“ auf die „ultimate reserves“ bezieht (s. Kap. 3.2), und EDIP den Fokus auf die derzeit ökonomisch gewinnbaren Reserven legt. Ein weiterer darin, dass [CML 2002] die Knappheit adressiert, EDIP jedoch nur die Reserven (s. Kap. 3.3).

3.6. IMPACT2002+

In [IIMPACT 2002+ 2005] wird wie in [ReCiPe 2008] und [CML 2010] zwischen nicht erneuerbaren Energieressourcen und mineralischen Rohstoffen unterschieden. Ebenso wie die genannten Methoden verwendet auch IMPACT2002+ den Energieinhalt der Energierohstoffe für die Charakterisierung der nicht erneuerbaren Energierohstoffe. So wird der Charakterisierungsfaktor auf Midpoint-Ebene in MJ fossiler Energie pro Einheit extrahierten Rohstoffs dargestellt. Diese Einheit kann ja nach Rohstoff kg oder m³ sein.

Für die Charakterisierung der mineralischen Rohstoffe verwendet [IMPACT2002+ 2005] direkt die Faktoren aus Eco-indicator99[11]. Dort werden die Charakterisierungsfaktoren (CF) in „MJ surplus energy/kg extracted“ dargestellt. Die Bildung der CF basiert auf der Idee, dass durch die derzeitige Entnahme von mineralischen Rohstoffen in der Zukunft z.B. aufgrund sinkender Metallgehalte mehr Energie für die Entnahme und Aufbereitung derselben Rohstoffe aufgewendet werden muss. Dieses Konzept findet sich auch in [ReCiPe 2008] (siehe auch Kapitel 3.4.2), wo diese Effekte allerdings nicht energetisch sondern monetär bewertet wurden.

[11] Eco-indicator methodology report, 22 June 2000, Goedkoop, M.; Spriensma, R.; Amersfoort 2000

3.7. Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA)

Methode

Der „Kumulierte Rohstoffaufwand (KRA)“ [Giegrich et al. 2012] summiert die entlang des Lebensweges eines Produktes benötigten Rohstoffe auf. Es werden abiotische und biotische Rohstoffe betrachtet. Der Indikator verwendet durch seine Summenbildung keine Charakterisierungsfaktoren und basiert auf einer Lebenszyklusanalyse.

Ziel

Der Indikator „Kumulierter Rohstoffaufwand“ soll die Reduktion der für ein Produkt benötigten Rohstoffe messbar machen.

Datenaspekte

Die entlang des Lebensweges von Produkten entnommenen und verwerteten Rohstoffmengen lassen sich mittlerweile gut durch die vorhandenen Datenbanken zu Lebenszyklusdaten abbilden. Für Metalle spielt jedoch deren Gehalt in Erzen eine wesentliche Rolle. Dieser kann je nach Lagerstätte signifikant variieren. Ein „weltweiter Mittelwert“ zum Metallgehalt in Erzen ist in den einschlägigen Datenbanken nicht zu finden. Die präsentierten Werte basieren meist auf Einzeluntersuchungen von Minen, die nicht zwingend repräsentativ sind. Die Bandbreiten sind zudem je nach Metall unterschiedlich weit. Bei abgebautem Eisenerz variiert der Eisengehalt von 30-50 % je nach Mine und Abbauregion. Die Festlegung eines Mittelwertes ist damit bei Eisen weniger relevant als z.B. bei Kupfer, dessen Gehalte im Erz je nach Mine durchaus zwischen 0,1 - 5 % variieren können. Erze mit geringerem Kupfergehalt werden abgebaut, da die Gewinnung und Aufbereitung durch das Vorhandensein anderer werthaltiger Metalle wie z.B. Molybdän oder Silber querfinanziert werden kann. Bei dieser Vergesellschaftung von Metallen im Erz ist der Bergbau als Multi-Output-Prozess anzusehen. Für die Aufteilung von Aufwendungen, Emissionen und Materialentnahmen auf die Metalle wurde in [Giegrich et al. 2012] folgender Ansatz gewählt:

Die Entnahme von Erzen mit vergesellschafteten Metallen folgt ökonomischen Zielen. Entsprechend werden Aufwendungen und Emissionen nach ökonomischer Allokation auf die Metalle aufgeteilt. Verwendet wird das langjährige Mittel der durchschnittlichen Jahrespreise der einzelnen Metalle. Dadurch werden einerseits die Effekte kurzfristiger Marktpreisschwankungen reduziert und andererseits dem Planungshorizont von Minen, der

sich von der Erschließung bis zum Ausbeutungsende üblicherweise über Jahrzehnte erstreckt, Rechnung getragen.

Die Datenbasis zum KRA in Datenbanken zu nicht-metallischen Rohstoffen wird als zufriedenstellend angesehen.

3.8. Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS)

Methode

Der „Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS)“ [Ritthoff et al. 2002] summiert die entlang des Lebensweges eines Produktes benötigten oder bewegten Materialien auf. Hierzu zählt neben dem abiotischen Material, bestehend aus abiotischen Rohstoffen und der bei deren Gewinnung anfallenden ungenutzten Entnahme auch biotisches Material, Wasser, Luft und die Bodenbewegung in der Land- und Forstwirtschaft.

Ungenutzte Entnahmen werden in ProgRess [2012] beschrieben als „beim Abbau entnommene Mengen, die nicht direkt Eingang in den Produktionsprozess finden wie Abraum, Bergematerial, Bodenaushub“[12]*.*

In [Ritthoff et al. 2002] findet sich im Glossar eine Erläuterung zum Begriff Material-Input: „… umfasst alle stofflichen Inputs, die zur Herstellung eines Gutes oder der Erbringung einer Dienstleistung notwendig sind. Einheit: [kg oder t]“.

Der Indikator verwendet durch seine Summenbildung keine Charakterisierungsfaktoren und basiert auf einer Lebenszyklusanalyse. Ergebnis der Summation je Produkt ist die Materialintensität (in kg/kg).

Datenaspekte

Die entlang des Lebensweges von Produkten in den Produktionsprozess eingehenden Materialmengen werden nach dem MIPS-Konzept in fünf Kategorien aufgeteilt:

Materialkategorien:	Darin enthalten sind:
Abiotische Rohmaterialien	mineralische Rohstoffe (verwertete Rohförderung, z.B. Erze, Sand, Kies, Schiefer, Granit); fossile Energieträger (u.a. Kohle, Erdöl, Erdgas); nicht verwertete

[12] Im UBA Glossar zum Ressourcenschutz [Kosmol et al. 2012] wird „nicht verwertete“ Entnahme beschrieben: „bei nicht verwerteter Entnahme verbleiben die verlagerten Stoffe oder Stoffgemische in der Natur, z.B. als deponierter Abraum der Kohlegewinnung oder Folge der Erosion.“

	Rohförderung (Abraum, Gangart etc.); bewegte Erde (z.B. Aushub von Erde oder Sediment)
Biotische Rohmaterialien	Pflanzliche Biomasse aus Bewirtschaftung; Biomasse aus nicht bewirtschafteten Bereichen (Pflanzen, Tiere etc.)
Bodenbewegungen der Land- und Forstwirtschaft	mechanische Bodenbearbeitung oder Erosion
Wasser (unterschieden nach Prozess- und Kühlwasser)	Oberflächen-; Grund-; Tiefengrundwasser
Luft	Verbrennung; Chemische Umwandlung; physikalische Veränderung (Aggregatszustand)

Werte zu Materialintensitäten (MIT) von Materialien, Energieträgern, Transportleistungen und Lebensmitteln getrennt nach den fünf Inputkategorien stehen im Internet zur Verfügung. Über www.mips-online.info gelangt man zum Downloadbereich für die MIT-Wertetabelle. Die Datenquellen für die Berechnungen der Faktoren werden nicht genannt.

Ziel

Der Indikator „Materialinput pro Serviceeinheit“ soll die Reduktion der für ein Produkt benötigten Materialien messbar machen.

Dabei soll er als reiner Inputindikator quantitativ die Umweltbelastungspotenziale eines Produktes oder einer Dienstleistung repräsentieren, entsprechend der Auffassung, dass jeder Input in einen Prozess auch zu einem Output wird. Diese Outputs aus einem Prozess sind nach den Konzeptentwicklern nicht immer erwünscht, und deren potenzielle Umweltwirkung oft noch nicht erforscht. Somit sehen die Konzeptentwickler des MIPS diesen als alleinstehenden Indikator für Umweltwirkungen an.

3.9. KEA/KEV

Methode

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) bzw. -verbrauch (KEV) nach VDI 4600 [VDI 1997] summiert auf Sachbilanzebene die entlang des Lebensweges eingesetzte Energie auf. Der

Unterschied zwischen KEA und KEV besteht in der Berücksichtigung des Energieinhaltes der in der Sachbilanz erfassten Rohstoffe und -materialien. Zur Berechnung des KEV wird der primärenergetisch bewertete Energieinhalt (Heizwert H_i) der nichtenergetisch eingesetzten Materialien abgezogen. Somit wird durch die primärenergetische Bewertung des KEA sichergestellt, dass sämtliche Energie, auch die im Produkt enthaltene, bilanziert wird. Der KEV hingegen spiegelt die Energiemenge wieder, die tatsächlich für die Bereitstellung der funktionellen Einheit energetisch genutzt wird.

Datenaspekte

Die Berechnung des KEA ist mit Hilfe einschlägiger Datenbanken zur Lebenszyklusanalyse implementiert, die benötigten Daten sind gut verfügbar. In erster Näherung ist bei Kenntnis des Heizwertes des Produktes auch der KEV daraus ableitbar.

Ziel

Die Methode zielt auf die Verringerung der für die funktionelle Einheit benötigten Energiemenge ab.

3.10. „Ressourcenstreckung“

Methode

Der Indikator „Ressourcenstreckung“ wurde für den Vergleich von Mehrweg- und Einwegsystemen von der Stiftung Initiative Mehrweg (SIM) entwickelt [SIM 2012]. Zu dessen Bestimmung wird zunächst ein „Null-Szenario“ definiert, für welches der Ressourcenbedarf bestimmt wird. „Ressourcen“ werden hier als „primäre natürliche Material- und Energieressourcen“ definiert. Das „Null-Szenario“ betrachtet ein Produktsystem ohne Mehrweg und ohne Verwertung. Daraufhin wird der „Ressourcenbedarf“ für das zu betrachtende Szenario mit Mehrweg und Verwertung ermittelt. Diese beiden Bedarfe werden dann miteinander ins Verhältnis gesetzt. Aus diesem Verhältnis ergibt sich dann der Grad der „Ressourcenstreckung“.

Datenaspekte

Zur Ermittlung des Ressourcenbedarfs wird angegeben, dass dieser „auch mit Hilfe von Indikatoren wie dem kumulierten Rohstoffbedarf (KRA) oder MIPS ausgewiesen werden“ kann. Weitere Hinweise zu Daten werden im „Anhang S“ der Studie gegeben. Es werden Elementarflüsse für jedes im betrachteten System befindliche Prozess-Modul für beide betrachteten Szenarien benötigt, welche aus existierenden Ökobilanzen stammen, und für das „Null-Szenario“ im Hinblick auf Verwertungsquote und Mehrweganteil modifiziert werden.

Ziel

Der Indikator zielt darauf ab, die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Förderung von Mehrwegsystemen in Bezug auf die jeweils mögliche Ressourcen-Einsparung zu ermitteln.

Der Indikator „Ressourcenstreckung“ nimmt im Kontext der Indikatorendiskussion eine Sonderstellung ein, da er nach Sicht der Auftragnehmer keinen Indikator zur Abbildung einer bestimmten Wirkungskategorie darstellt. Vielmehr wird hier eine Interpretationsmöglichkeit für verschiedene Wirkungskategorien in Form einer Verhältniszahl aus dem Vergleich zweier Systeme vorgeschlagen. Dies spiegelt sich in der im Diskussionspapier dargestellten Aussage wider, dass der dort beschriebene Ansatz auch auf andere, „klassische Wirkungskategorien wie CO2-Äquivalente“ anwendbar ist. Die gewählte Darstellungsweise, einen IST-Zustand einem „Null-Szenario“ gegenüberzustellen, steigert auch in großem Maße die Bedeutung des „Null-Szenario“. Nach Ansicht der Konzeptersteller (SIM) ist der Indikator „Ressourcenstreckung“ universell einsetzbar, wirft allerdings die Frage der genauen Auswahl des „Null-Szenarios“ auf.

3.11. CEENE

Methode

Die kumulative Exergieextraktion aus der Umwelt („Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment“ – CEENE) nach [Dewulf et al. 2007] summiert die „Exergieentnahme“ aus der Natur entlang des Lebensweges auf. Es findet hierbei keine Charakterisierung statt, der Indikator bleibt auf Sachbilanzebene. Die Methode steht als Weiterentwicklung des CExD, also des kumulierten Exergieaufwandes zur Verfügung. Der Unterschied liegt hier in der exergetischen Berücksichtigung der Flächennutzung, die in CEENE enthalten ist. Bei der Berücksichtigung der entnommenen Exergiemenge wird zwischen erneuerbarer und nicht erneuerbarer Exergie unterschieden. Die Datenbasis für die Zuordnung von Exergiewerten auf Sachbilanzebene sind umfangreiche Exergietabellen, welche bereits einen Großteil der Rohstoffe enthalten.

Nach Beurteilung im ILCD Handbook [JRC 2011] ist das Modell sehr vollständig und gut dokumentiert. Allerdings gibt es unterschiedliche Ansichten, inwiefern Exergie ein relevanter Indikator ist.

Für Stoffe entspricht die Exergie grundsätzlich der chemischen Exergie (Abbildung 1). Für Metalle wird im CEENE-Konzept die Mischungsexergie (= Exergieverlust) vernachlässigt, da

sie schwer zu bestimmen ist und nur einen geringen Anteil ausmacht[13]. Damit entspricht die angegebene Exergie („X-Faktor“ in MJex/unit resource) für Metallerze bzw. Konzentrate der chemischen Bindungsexergie (gilt auch für mineralische Rohstoffe). Gegenüber fossilen Brennstoffen (Exergie abgeleitet über den Brennwert) liegt diese eher niedrig. Die angegebenen Werte variieren z.B. von 0,47 MJex/kg für „Aluminium, 24% in bauxite, 11% in crude or, in ground“ bis 25,1 MJex/kg für Ni-Pt-Pd-Rh-Cu-Erze. Der niedrige Wert für Aluminium bedingt sich: „because aluminium is an abundant element in the earth’s crust and the ore minerals have a stable chemical composition“[14]. Demgegenüber hat Steinkohle eine Exergie von 19,7 MJex/kg und die Exergie von Uran beträgt 46.900 MJex/kg.

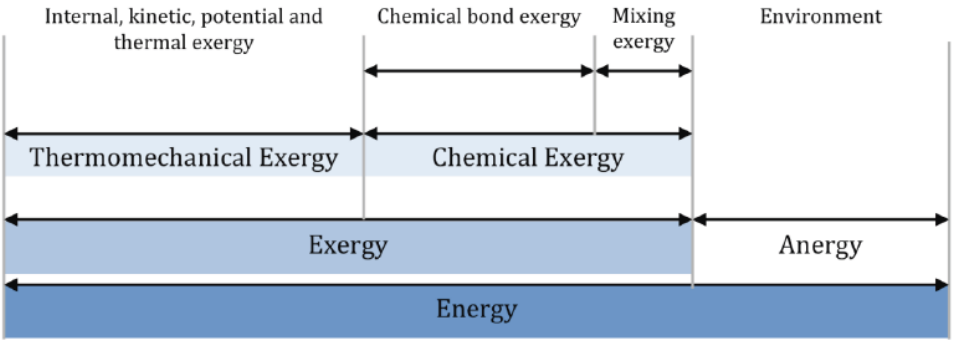


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Einteilung der Energieformen (nach: http://portal.tugraz.at/portal/page/portal/Files/i4340/eninnov2014/files/pr/PR_Lindner_Bachhiesl.pdf)

Generell ist aus den X-Faktoren zu schließen, dass hier die Exergie gemäß thermodynamischer Definition als „nutzbare Arbeit“ ausgedrückt wird. So erklären sich auch die Werte für „Renewable Resources“ wie folgt: Der X-Faktor für Geothermie beträgt Null, da im CEENE-Konzept von oberflächennaher Geothermie ausgegangen wird, mit einem Temperaturniveau, das als Umgebungstemperatur angesehen wird. Für Holz und Anbaubiomasse würde der X-Faktor eigentlich über den Brennwert ermittelt werden. Mit Aufnahme der Flächenbewertung über die ankommende Solarstrahlung[15] (s.o.) wurden die Werte jedoch zu Null gesetzt, um eine Doppelzählung zu vermeiden. Für Windenergie (kinetische Exergie) beträgt der X-Faktor 4 MJex/MJ und für Wasserkraft (potentielle Exergie) 1,253 MJex/MJ. Auch Wasser als Ressource ist exergetisch bewertet, Süßwasser mit einem X-Faktor von 50 MJex/m³ und Salzwasser mit 0 MJex/m³[16].

[13] Supporting information S6, S17 zu [Dewulf et al. 2007]
[14] Supporting information S4, S14 zu [Dewulf et al. 2007]
[15] Diese wird mit einem für Westeuropa berechneten X-Faktor von 68,14 MJex/m²a und für die Transformation mit 0 MJex/m² belegt.
[16] Eine Erläuterung hierfür findet sich in [Dewulf et al. 2007] nicht, es wird auf [Szargut et al. 1988] verwiesen.

Der Charakterisierungsfaktor CEENE wird durch ungewichtetes Aufsummieren der Exergiewerte gebildet. Im ILCD Handbook [JRC 2011] wird angemerkt, dass es keine Erklärung der Konzeptersteller gibt, wie die Exergieentnahme durch Fläche gegenüber der von Materialien einzuordnen ist.

Generell ist nach Ansicht der Auftragnehmer der Begriff „Exergieentnahme“ schwierig einzuordnen. Die Zahlen drücken keine Verluste aus, sondern die „Exergie“ im originären definitorischen Sinne von nutzbarer Arbeit. Damit wird im eigentlichen Sinne kein Schadpotenzial adressiert. Umgekehrt ist bei einem Zielverständnis „Verringerung der Exergieentnahme“ nach Aussage der X-Faktoren die Entnahme der meisten Mineralien und auch einiger Metallerze eher unkritisch, sehr kritisch aber die Entnahme von Uran. Vor diesem Hintergrund ist es nicht offensichtlich, inwieweit der Indikator Exergie für die Ökobilanz nützlich sein kann.

Datenaspekte

Daten zur Bestimmung der Exergiemenge entlang des Lebensweges von Produkten sind gut verfügbar und teilweise bereits in vorhandenen Datenbanken zu Lebenszyklusanalysen implementiert.

Ziel

Die Methode zielt auf die Verringerung der aus der Natur entnommenen Exergiemenge ab.

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen im vorliegenden Projekt generell über Indikatoren auf midpoint Ebene abgebildet werden.
- Der Indikator für die Wirkungskategorie „Ressourcenbeanspruchung“ soll sich an der Menge der Ressourcen orientieren.
- Die Knappheit ist relevant im Sinne der Generationengerechtigkeit; die Begründung im ILCD Handbook ist ökonomisch motiviert (s. Kap. 3.3); eine Charakterisierung sollte jedoch die Umweltrelevanz abbilden.
- Möglich ist dies im Sinne des Schutzziels „Erhalt von Sachgütern“ mit Abbildung der Schadwirkung „Verlustgrad von Sachgütern bzw. im weiteren Sinne von Materialien bzw. Rohstoffen“.

Keine der in Kapitel 3 beschriebenen Methoden bildet obige Empfehlungen ab. Auch ist bis auf CEENE (Exergie, Kap. 3.11) keine der Methoden vollständig im Sinne von „alle Material- und Energieressourcen werden umfasst“. Seitens des IFEU wurde ein Charakterisierungsansatz entwickelt, der hier empfohlen wird:

- Die in UBA99+ vorgenommene Betrachtung der dissipativen und destruktiven Rohstoffnutzung wird beibehalten und fließt in die Bestimmung eines Charakterisierungsfaktors ein. Die Nutzung, bei dem das Sachgut verloren geht, erhält einen Charakterisierungsfaktor von 1. Für eine Nutzung, bei der das Sachgut nicht zur Gänze verlorengeht liegt der Charakterisierungsfaktor zwischen 0 und 1. Die Ermittlung dieser Faktoren ist Gegenstand im Rahmen laufender Studien am IFEU.
- Die Charakterisierung der Beanspruchung von Energieressourcen kann über den Kumulierten Energieaufwand KEA erfolgen und die der Beanspruchung von Materialressourcen mit Hilfe des Kumulierten Rohstoffaufwandes KRA.
- Als sinnvoll erachtet wird eine komplementäre Vorgehensweise: Wird der KRA ausgewertet, so sollte ergänzend dazu der KEA für Energieressourcen herangezogen werden. Ob ein Verzicht auf den KEA (Energierohstoffe sind nach Masse auch im KRA enthalten) aus methodischen Überlegungen ratsam wäre, ist zweifelhaft, da sonst die vielleicht noch wichtigere Information zur Einschätzung der Energieeffizienz eines Systems verloren gehen würde.
- Auswertung des Kumulierten Rohstoffaufwands (KRA)
  - Die als Kumulierter Rohstoffaufwand ausgedrückte Verwendung von Primärrohstoffen beschreibt zunächst die Rohstoffnutzung bzw. in erster Näherung den Verbrauch.
  - Die Ausdifferenzierung des Charakterisierungsfaktors für den KRA bei dissipativer Nutzung des Materials wird aktuell untersucht. Geprüft wird am IFEU derzeit, inwiefern der globale Sekundäranteil in Produkten (Kehrwert als Verlustgrad) als Charakterisierungsfaktor geeignet ist.
  - Bis zum Vorliegen weiterer Erkenntnisse empfehlen die Auftragnehmer, den KRA zunächst durchgängig mit dessen Gesamtmasse zu bestimmen, d.h. konservativ mit dem Faktor 1 zu charakterisieren. Vereinfacht kann damit zunächst auf die Auswertung verzichtet werden und der KRA bis auf weiteres nur auf Sachbilanzebene berücksichtigt werden.
  - Die Charakterisierung mit einem Faktor zwischen 0 und 1 mit Hilfe des Sekundäranteils (globale Sekundäranteile für Metalle s. Anhang, Tabelle 6) ist nicht zu verwechseln mit der Kreislaufführung oder der Verwertung im einzelnen

Produktsystem, dem wird selbstverständlich unabhängig davon weiter Rechnung getragen.

- Der „Verlustgrad“ bzw. das „Verlustpotenzial“ („wasting potential“) für Materialressourcen berechnet sich dann nach:

$$WP_{KRA} = KRA_i \times WP_{KRA\ i}$$

mit: WP_{KRA}: Verlustpotenzial Materialressourcen, in kg-e
KRA_i: kumulierter Rohstoffaufwand des Materials i, in kg
$WP_{KRA\ i}$: Verlustgrad des Materials i in der Technosphäre [kg-e/kg Material i]
(z.B. 1/Sekundäranteil)

- Es wird empfohlen, den KRA auf Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungsebene in der Ausdifferenzierung KRA_{gesamt}, $KRA_{mineralisch}$, $KRA_{metallisch}$, KRA_{fossil} und $KRA_{biotisch}$ anzugeben. Dies erlaubt eine qualitative Einordnung der Bedeutung der Inanspruchnahme.

- Ergänzende Auswertung des Kumulierten Energieaufwands (KEA):
  - Die als Kumulierten Energieaufwand ausgedrückte Verwendung von Energieressourcen beschreibt deren Nutzung und kann nach Art der Ressource weitergehend beurteilt werden:
  - Der $KEA_{Energierohstoffe}$ besitzt für alle Energierohstoffe (z.B. Kohle, Öl, Uran, Holz, etc.) den Charakterisierungsfaktor 1, da sie nach ihrem Einsatz in dieser Form nicht mehr vorhanden sind.
  - Der $KEA_{strömend}$ besitzt für alle strömenden Energieressourcen (z.B. Wind, Wasser, Solar, etc.) den Charakterisierungsfaktor 0, da sie unbegrenzt verfügbar sind.
  - Der „Verlustgrad“ bzw. das „Verlustpotenzial“ für Energieressourcen berechnet sich dann nach:

$$WP_{KEA} = KEA_i \times WP_{KEA\ i}$$

mit: WP_{KEA}: Verlustpotenzial Energieressourcen, in [MJ-e]

KEA_i: kumulierter Energieaufwand der Energieressourcen i („Energierohstoffe“ bzw. „strömend“) in [MJ]

$WP_{KEA\ i}$: Verlustgrad der Energieressourcen i in der Technosphäre [MJ-e/MJ Energieressource i]

  - Es wird empfohlen, den KEA auf Sachbilanzebene in der Ausdifferenzierung KEA_{gesamt}, $KEA_{strömend}$, KEA_{fossil}, $KEA_{nuklear}$, und $KEA_{biotisch}$ anzugeben. Dies erlaubt

eine qualitative Einordnung der Bedeutung der Inanspruchnahme. Auch ist die Sachbilanzebene zur Beurteilung der Energieeffizienz entscheidend, während die Wirkungsabschätzung den Verlust der Energieressourcen ausdrückt.

5 Datenanforderungen an die Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung der Wirkungsabschätzung „Ressourcenbeanspruchung" für Rohstoffe und Energie bilden die auf Sachbilanzebene erstellten Inventare. Bezüglich des KEA liegen zufriedenstellende Datengrundlagen vor. Auf Sachbilanzebene kann üblicherweise eine Differenzierung in KEA_{gesamt}, $KEA_{strömend}$, KEA_{fossil}, $KEA_{nuklear}$, und $KEA_{biotisch}$ erfolgen.

Bezüglich des KRA ist die Datenlage nur zum Teil zufriedenstellend. Die Differenzierung in $KRA_{mineralisch}$, $KRA_{metallisch}$, KRA_{fossil} und $KRA_{biotisch}$ kann üblicherweise erfolgen. Allerdings ist z.B. bei der Metallkategorie die Datenlage als schwierig einzuschätzen (s. Kap. 3.7, Problematik Metallgehalte im Erz). Da die reine Massenbetrachtung bislang nicht im Fokus der Ökobilanzierung lag, wurde hier bis dato auch nicht auf die Erstellung einer geeigneten Datenbasis hingearbeitet (repräsentative globale Durchschnittswerte für Metallgehalte im Erz).

Bei der Ermittlung des $KRA_{metallisch}$ für Metalle ist der reziproke Wert des Metallgehaltes im Erz nach dem „run-of-mine"-Konzept[17] anzuwenden. Da im Allgemeinen keine Angaben dazu vorliegen, aus welchen Minen die Metalle stammen, empfiehlt es sich, auf bereits erhobene Datengrundlagen zurückzugreifen. Entsprechende Werte für „gehandelte Metallprodukte" können einer Studie entnommen werden, die das IFEU gemeinsam mit SSG Wiesbaden und CUEC Prag im Auftrag von Eurostat durchgeführt hat[18]. Als Annex 3 dieser Studie ist eine Exceldatei verknüpft, die „Raw Material Equivalents (RME) coefficients" für 60 gehandelte Metallprodukte enthält (in t RME/t traded weight). Der $KRA_{metallisch}$ für eines dieser Metallprodukte kann daraus durch Aufsummieren der eingehenden Metallrohstoffe (Spalte A, Zeile 28 bis 45) ermittelt werden[19]. Die Gesamtsumme über alle 52 gelisteten Rohstoffe bildet den KRA_{gesamt}.

Für die Ermittlung des KRA und des KEA sind für jeden einzelnen Prozessschritt die benötigten Rohstoffe und Energieträger zu erfassen und einzeln nach Art zu qualifizieren

[17] „Run-of-mine" bedeutet in diesem Zusammenhang jenes Material, welches aus seiner Lagerstätte mechanisch gelöst wurde, jedoch noch keine weitere Behandlung erfahren hat. Dies entspricht der „verwerteten Entnahme" gegenüber der ungenutzten bzw. nicht verwerteten Entnahme (s. Kap. 3.8).

[18] "Conversion of European Product Flows into Raw Material Equivalents", Heidelberg, May 2012: http://ifeu.de/?bereich=nac&seite=rohstoffaequivalente

[19] Z.B. berechnet sich der $KRA_{metallisch}$ für Kupfer (Spalte AY) zu 96,5 t RME/t gehandeltes Kupfer.

(Sachbilanzebene). Erst danach erfolgt die Charakterisierung durch Verrechnung mit dem oben beschriebenen Faktor als Schritt der Wirkungsabschätzung.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Ressourcenbeanspruchung

Wirkungskategorie-Indikator: WP „Wasting potential“
gegliedert in
WP_{KRA}: Verlustpotenzial Material [kg-e]
WP_{KEA}: Verlustpotenzial Energieressourcen [MJ-e]

Charakterisierungsfaktor: WP_i Verlustgrad von i in der Technosphäre:

$WP_{KRA\ i}$ [kg-e/kg Material i]
$WP_{KEA\ i}$ [MJ-e/MJ Energieressource i]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen:

- Definition des Schutzziels: Erhalt von Sachgütern
  bzw. im weiteren Sinne Energie- und Materialressourcen

Sachbilanz:

- Getrennte Ausweisung nach Art der Rohstoffe
  - Für den KRA (soweit möglich):
    - mineralisch
    - metallisch
    - fossil
    - biotisch
  - Für den KEA:

    - strömend (Wasser, Wind, Geothermie, etc.)
    - fossil
    - biotisch
    - nuklear
- Transparentes Ableiten der verwendeten KRA- und KEA- Werte. Dieses Ableiten betrifft insbesondere die Bestimmung der Metallgehalte in Erzen insbesondere bei polymetallischen Erzen.

Wirkungsabschätzung:

- Charakterisierung der KRA-Werte (sobald entsprechende Faktoren zur Verfügung stehen)
- Charakterisierung der KEA-Werte nach destruktiver (CF=1) bzw. nicht destruktiver (CF=0) Nutzung

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Ergebnisse zum KEA auf Sachbilanzebene und zum WP_{KEA} nach Charakterisierung.
- Kritische Diskussion generischer KRA-Werte (Sachbilanzdaten) und sobald verfügbar auch zum WP_{KRA} nach Charakterisierung
- Sektoralanalyse bezüglich KEA und KRA
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Kritische Diskussion der Aussagekraft der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisse.

7 Literatur

[CDI 2010] E-Mail Korrespondenz mit David Weight 15.04.2010. The Cobalt Development Institut.

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[Consoli et al. 1993] Consoli, F, Allen DT, Boustead I, Fava J, Franklin W, Jensen AA, deOude N, Parrish R, Perriman R, Postlewaite D, Quay B, Sequin J, Vigon B, Guidlines for Life Cycle Assessment: A Code of Practice. Pensacola: SETAC Press, 1993

[Deutscher B'tag 1987] Umweltgutachten 1987. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Deutscher Bundestag, 11. Wahlperiode. Drucksache 11/1568, 21.12.87, Sachgebiet 2129

[Dewulf et al. 2007] Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting; Dewulf, J; Bösch, M.E.; De Meester, B.; van der Vorst, G.; van Langehove, H.;Hellweg, S.;Huijbregts, A.J.; Environmental Science and Technology 2007, 41, 8477-8483

[EC COM 2003] Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament: „Entwicklung einer thematischen Strategie für die nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen, KOM(2003) 572, Brüssel 1.10.2003

[EC COM 2005(670)] Thematische Strategie für eine nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen, EC COM(2005)670, Kommission der europäischen Gemeinschaften, 2005

[EC COM 2011(21)] Ressourcenschonendes Europa – eine Leitinitiative innerhalb der Strategie Europa 2020, EC COM(2011)21, Europäische Kommission 2011

[EC COM 2011(571)] Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa, EC COM(2011)571, Europäische Kommission 2011

[Ecoinvent 2003, Teil V] Faist Emmenegger, M., Heck, T., Jungbluth, N.: Erdgas. In: Dones, R. (Ed.) et al., Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Final report ecoinvent 2000 No. 6-V, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. Online: www.ecoinvent.ch.

[EDIP 1997] Wenzel H, Hauschild MZ and Alting L (1997): Environmental Assessment of Products. Vol. 1 – Methodology, tools, techniques and case studies in product development. Chapman & Hall, United Kingdom, 1997, ISBN 0-412-80800-5

[EDIP 2005] Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment – The EDIP2003 methodology", Danish Ministry of the Environment/ Environmental Protection Agency (Hrsg.). Environmental News No. 80 2005

[Giegrich et al. 2012] Giegrich, J.; Liebich, A.; Lauwigi, C.; Reinhardt, J.: Indikatoren / Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion; UBA Texte 01/2012 Dessau/Rosslau, 2012

[GPPS 2011] GPPS (2011). The Consumer Goods Forum (Hrsg). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[IMPACT 2002+ 2005] Humbert, Sebastien, Margni, Manuele, Jolliet, Oliver (2005). Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL)

[ISI / IZT 2009] Rohstoffe für Zukunftstechnologien. G. Angerer, L. Erdmann, F. Marscheider-Weidemann, M. Scharp, A. Lüllmann, V. Handke, M. Marwede. Fraunhofer Institut für System und Innovationsforschung. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung. ISI-Schriftenreihe "Innovationspotenziale." Stuttgart.

[ISO 14040] International Standard ISO 14040 2006-07: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Second edition 2006-07-01

[ISO 14044] International standard „Environmental Management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines", ISO 14044 2006-07, Genf 2006

[ITIA 2010] Tungsten brochure. International Tungsten Industry Association. London.

[Jones, 2001] Jones, T.S.: Manganese Recycling in the United States in 1998. Open file report 01-304. U.S. Geological Survey. http://pubs.usgs.gov/of/2001/of01-304/of01-304.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).

[Jorgenson 2006] Jorgenson, J. D.: Germanium Recycling in the United States in 2000. In: Geological Survey circular. Vol. 1196, No.V.

[JRC 2011] JRC (2011). European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011.

EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2010] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. First edition March 2010. EUR 24586 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union, 2010

[Kosmol et al. 2012] Kosmol, J.; Kanthak, J.; Herrmann, F.; Golde, M.; Alsleben, C.; Penn-Bressel, G.; Schmitz, S.; Gromke, U.: Glossar zum Ressourcenschutz, Umweltbundesamt, Dessau, 2012

[Müller-Wenk 1998] Müller-Wenk, Ruedi: Depletion of abiotic resources weighted on base of „virtual“ impacts of lower grade deposits in future; IWÖ – Diskussionsbeitrag Nr. 57; St Gallen 1998

[NI 2010] E-Mail Korrespondenz mit Mark Mistry 02.04.2011.

[ProgRess 2012] Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess), Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen, Mai 2012, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Ritthoff et al. 2002] Ritthoff, M.; Rohn, H.; Liedtke, C.: MIPS berechnen – Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen, Wuppertal 2002

[SIM 2012] Stiftung Initiative Mehrweg (SIM): Ressourcenstreckung bei Mehrwegsystemen und Einwegsystemen, Diskussionspapier Stand 18.10.2012

[TIC 2008] E-Mail Korrespondenz mit Ulric Schwela 29.08.2008. Tantalum-Niobium International Study Center.

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[UNEP 2011] Recycling Rates of Metals: A Status Report. United Nations Environment Programme. Paris.

http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/PDFs/Metals_Recycling_Rates_110412-1.pdf (abgerufen am: 15.05.2014).

[UVPG 2013] Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24.Februar 2010 (BGBI.I S.94), das zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 25.Juli 2013 (BGBI. I S.2749) geändert worden ist.

[VDI 1997] VDI 4600; Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden, Düsseldorf 1997

[VDI 2014] Richtlinien-Entwurf VDI 4800 Blatt 1, Rahmenrichtlinie Ressourceneffizienz, Düsseldorf 2014

8 Anhang

8.1 Sekundäranteile

Tabelle 6: Globale Sekundäranteile von Metallen

Element	Sekundäranteil	Quelle
Aluminium	34%	[UNEP, 2011]
Antimon	20%	[UNEP, 2011]
Beryllium	25%	[UNEP, 2011]
Blei	51%	[UNEP, 2011]
Cadmium	25%	[UNEP, 2011]
Kobalt	20%	[CDI, 2010]
Eisen, hochlegiert	28%	[UNEP, 2011]
Eisen, niedriglegiert	41%	[UNEP, 2011]
Germanium	10%	[Jorgenson, 2006]
Gold	30%	[UNEP, 2011]
Iridium	17%	[UNEP, 2011]
Kupfer	37%	[UNEP, 2011]
Magnesium	33%	[UNEP, 2011]
Mangan	4%	[Jones, 2001]
Nickel	39%	[NI, 2010]
Palladium	50%	[UNEP, 2011]
Platin	50%	[UNEP, 2011]
Rhodium	40%	[UNEP, 2011]
Silber	30%	[UNEP, 2011]
Tantal	20%	[TIC, 2008]
Titan	38%	[IZT, 2009]
Wolfram	34%	[ITIA, 2010]
Zinn	13%	[UNEP, 2011]
Zink	27%	[UNEP, 2011]
Zirkon	1%	[UNEP, 2011]

8.2 Übersicht Definitionen

CML	**Bergbauindustrie (CRIRSCO)**
„Ultimate Reserves“ Konzentrationen der Elemente und von fossilem Kohlenstoff in der Erdkruste	(nicht berichtet)
UBA Glossar [Kosmol et al. 2012]	

„Ressource, geologisch“ Mengen eines Rohstoffs, die geologisch nachgewiesen sind, aber aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen nicht gewonnen werden können und die Mengen, die nicht nachgewiesen sind, aber aus geologischen Gründen in dem betreffenden Gebiet erwartet werden können ↔ „Reserve Base“ Quellenangabe: BGR und USGS	„Defined + Potential Resources“ beinhaltet mineralische Ressourcen und mineralische Reserven ↔ vermutete + bekannte + erfasste mineralischen Ressourcen
	„Mineral Resources“ beinhaltet mineralische Reserven Vorkommen von ökonomisch interessantem festem Material in oder auf der Erdkruste in solcher Form, Konzentration oder Quantität, dass vernünftige Aussichten für deren eventuelle ökonomische Extraktion bestehen. Ort, Quantität, Konzentration und Qualität, Kontinuität und andere geologische Kriterien sind bekannt, geschätzt oder interpretiert auf Basis von spezifischen geologischen Hinweisen und Wissen, inkl. Stichproben. ↔ bekannte + erfasste mineralischen Ressourcen
„Rohstoffreserve“ Nachgewiesene, zu heutigen Preisen und mit heutiger Technik wirtschaftlich gewinnbare Mengen aus Rohstofflagerstätten.	„Mineral Reserves“ Ökonomisch abbauwürdiger Anteil einer mineralischen Ressource. Ist durch Studien auf Vor- oder Machbarkeitsniveau als geeignet definiert. Studien demonstrieren, dass zum Berichtsstand die Extraktion begründet gerechtfertigt ist. ↔ mögliche + erwiesene mineralische Reserven
„Statische Reichweite“ (in Jahren) Verhältnis aus Rohstoffreserve und globaler Jahresfördermenge eines Rohstoffs. … gibt lediglich eine Momentaufnahme … ist ein Indikator, der den Bedarf der Exploration und Recycling eines Stoffes anzeigt.	

(*Ergänzung Verfasser: und Substitution*)	
	„Ore grade“ % Gehalt im Stein in-situ
	„Cut-off grade“ % Gehalt, der für eine profitable Extraktion erforderlich ist
(Erz zur Aufbereitung = „verwertete Entnahme“)	„Run-of-mine grade“ % Gehalt im Erz, das zur Aufbereitung gebracht wird (Erstbehandlung)

Anhang 2

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Naturraumbeanspruchung

Inhalt

1 Das Umweltproblemfeld 2
2 Struktur des erforderlichen Indikators 4
3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 6
3.1 UBA (1995) und Aktualisierungen 7
3.2 CML 2002 10
3.3 JRC 2011 11
3.4 ReCiPe 2008 12
3.5 GPPS 2011 13
3.6 Impact 2002+ 13
3.7 [Brandao und Mila i Canals2012] 13
3.8 LANCA® 15
3.9 Einblick in aktuelle Forschungsansätze 16
4 Empfehlungen 17
5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 22
5.1 ΔC als Indikator für biologisches Produktionspotenzial (BPP) 22
5.2 Konzept der Hemerobieklassen 22
6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 23
7. Literatur 26
Anhang I Überlegungen zum Zeitbezug 30
Anhang II Vorschlag zu Charakterisierungsfaktoren 32

1 Das Umweltproblemfeld

Landnutzung ist wie alle Wirkungskategorien in ein Wirkungsgefüge eingebunden mit primären Wirkungen (Midpoint - eine Fläche einer bestimmten Größe wird in einer definierten Weise genutzt) und etlichen Wirkungen höherer Ordnung, den sekundären, tertiären, quartären e.t.c. Wirkungen (Endpoint - z.B. Biodiversität, Bodengesundheit). Im Rahmen des UNEP/SETAC Life Cycle Initiative Programme on Life Cycle Impact Assessment wurden Empfehlungen zur Entwicklung von Charakterisierungsmodellen für die Wirkungskategorie Landnutzung entwickelt. Berücksichtigt werden Biodiversität und Ökosystem-Dienstleistungen [Koellner et al. 2013][1]. Unter Ökosystem-Dienstleistungen fallen z.B.: Erosions-Regulations Potenzial, Süßwasser Regulationspotenzial, Wasserreinigungspotenzial, Biotisches Produktions Potenzial, Kohlenstoff Sequestrierungs Potenzial.

Die Wirkungen höherer Ordnung wie Biodiversität und Ökosystem-Dienstleistungen sind auch von anderen Parametern determiniert, z.B. Versauerung, Eutrophierung, kurzwellige UV-Strahlung, Temperatur. Das bedeutet, dass Kausalketten ausgehend von der primären Wirkung „Landnutzung“ immer reduziert sein müssen. Diese Reduktion erfolgt auf der Basis eines bestimmten Erkenntnisinteresses, z.B. Biodiversität abgeleitet über die Quantifizierung der pflanzlichen Arten auf einer Fläche. Da allerdings weder geringe Produktivität noch geringe Artenvielfalt ein Zeichen für minderwertige Ökosysteme darstellen (z.B. hochalpine oder arktische Regionen, Steppen) muss das Schutzgut ausgewählt und klar benannt werden.

Das bedeutet, in diesem Projekt muss klar definiert werden unter welchem Aspekt die Landnutzung berücksichtigt werden soll.

Der Aspekt des Einflusses von Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf den C-Kreislauf (Boden als Quelle und Senke von CO_2) muss im Rahmen der Wirkungskategorie „Klimaänderung/Treibhauseffekt“ behandelt werden (vgl. Anhang 4 zum Themenpapier „Wirkungsabschätzung“). Diesbezüglich kann auf IPCC-Daten zurückgegriffen werden.

In der Tradition der UBA Ökobilanzen wird die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ genannt. In dem bis heute gültigen Grundlagendokument des Umweltbundesamts zur Bewertung in Ökobilanzen werden dieser Wirkungskategorie drei Schutzgüter zugeordnet [UBA 1999]:

- Struktur und Funktion von Ökosystemen
- menschliche Gesundheit
- Ressourcen

[1] Zum Thema Landnutzung erschien im Juli 2013 ein Sonderheft des Int J Life Cycle Assess (volume 18, Juli 2013)

Das von der Landnutzung ausgehende vernetzte Wirkungsgefüge wird vom UBA in dieser Publikation bereits ausführlich diskutiert (z.B. Einfluss auf Wasserhaushalt, Biodiversität). Ausgewählt für die Begründung einer Bestimmung des „Abstands zum Schutzziel“ wird das Schutzziel „Erhaltung der biologischen Vielfalt“. Daraus wird abgeleitet, dass es zwei wesentliche Variablen gibt, die die biologische Vielfalt auf Flächen determinieren:

- Flächengröße
- Flächenqualität

Dabei ist die Flächengröße ein naturwissenschaftlich messbarer Parameter, wenngleich in der Sachbilanz nicht einfach zu erheben. Qualitative Aspekte, hier Flächenqualität, sind nicht unmittelbar zu quantifizieren sondern erfordern zunächst eine Definition der zugrunde gelegten Qualitäten und ggf. eine Gewichtung dieser definierten Qualitätsstufen.

Der Grundgedanke, „Naturnähe“ als positiv zu bewerten, also als einen anzustrebenden Zustand, folgt der Logik, dass intakte Ökosysteme negative Wirkungen höherer Ordnung nicht zeigen. Grundvoraussetzung ist, dass die Naturnähe qualitativ gespiegelt werden muss an einem Umweltzustand der als „unbeeinflusstes Ökosystem“ definiert wird. Das kann das sich in einem Biom entwickelnde Ökosystem ohne Beeinflussung durch den Menschen sein. Je nach gewähltem Schutzgut kann das aber auch anders definiert werden.

Auch die Definition der primären Wirkung ist abhängig davon, was der Sollzustand ist. Bei Versauerung beispielsweise kann dem Midpoint Indikator die einfache Logik zugrunde liegen „weniger ist besser“. Der Sollzustand ist also der pH-Wert des nicht anthropogen beeinflussten Umweltmediums. Ziel ist damit: „keine durch anthropogene Aktivitäten eingetragenen Säureäquivalente“. Das bedeutet, das Charakterisierungsmodell braucht nur die Säureäquivalente von Emissionen zu quantifizieren, was naturwissenschaftlich machbar ist. Sollzustand und Ziel adressieren allerdings auch hier eine Qualität und sind wertende Aussagen. In der Ökobilanz wird damit auf Midpoint Ebene das Versauerungspotenzial abgebildet. Die Bestrebungen der Regionalisierung von Versauerung gehen in die Richtung, dass eine pH-Wert Toleranzgrenze für definierte Ökosysteme sowie deren Pufferkapazität eine Rolle spielen. Dabei wird die Ebene des rein emissionsorientierten Wirkungspotenzials verlassen, ökosystemare Wirkungen sollen konkreter abgebildet werden, gespiegelt an einem Umweltzustand der qualitativ als anzustreben definiert wird. Der Einfluss wertender Elemente auf das Ergebnis nimmt damit zu.

Im Fall der Wassernutzung wird ohne Berücksichtigung der Wasserqualität ebenfalls die Logik „weniger ist besser“ zu Grunde gelegt. Die Regionalisierung bildet in dem Fall die Wassernutzung bei regional unterschiedlichem Angebot ab, bleibt aber als Midpoint Indikator auf der Ebene des Wirkungspotenzials, da die Wirkungen höherer Ordnung, wie z.B. Grundwasserabsenkung, Verminderung der Bodenqualität, Verwüstung, Biodiversität e.t.c. nicht explizit operationalisiert werden. Das wertende Element ist in diesem Fall, dass der

Zustand der Wasserverfügbarkeit, wie wir ihn heute auf der Erde vorfinden, den Bezugsmaßstab darstellt.

Wenn man also bei der Wirkungskategorie Landnutzung auf der Ebene des Wirkungspotenzials bleibt und einen entsprechenden Midpoint Indikator definieren will, ist der Ansatz über die Flächengröße stimmig. Das wertende Element ist in diesem Fall die zu definierende Flächenqualität.

[UBA 1999] greift auf das Konzept der Hemerobieklassen (Natürlichkeitsklassen) aus der Landschaftsökologie zurück und führt den Ansatz für Waldgebiete aus. Es wird ein klarer Zielzustand definiert: „Eine Zunahme der Wildnisgebiete ist sowohl hinsichtlich ihrer Anzahl als auch ihrer Flächengröße erforderlich.“ Das UBA-Konzept wurde in Bezug auf deutsche Verhältnisse entwickelt. Somit werden globale Aspekte in [UBA 1999] nicht diskutiert.

[UBA 1999] führt aus, dass eine ähnliche Vorgehensweise auch für andere Nutzungstypen wie z.B. landwirtschaftliche Nutzung denkbar ist, allerdings noch entwickelt werden muss. Diesbezügliche Vorarbeiten liegen heute vor und werden in Abschnitt 3.1 vorgestellt.

In Getränkeverpackungsökobilanzen ist die Landnutzungsänderung vermutlich weniger relevant und vereinfachend wird von Landnutzung ausgegangen.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Grundsätzlich wird der Zustand einer Fläche über die Qualität (Q), die räumliche Ausdehnung der Fläche (A) und die Zeit besteht (t) beschrieben: Zur Abbildung von Wirkungen bei Landnutzungsänderung muss die Änderung der Qualität beschreiben werden:

$$\Delta Q = A \times \Delta t$$

Wird allein die aktuelle Landnutzung in einem Jahr adressiert, ist die Änderung der Qualität nicht relevant.

Je nach dem, welche Qualität ausgewählt wird (z.B. Naturnähe, biologische Vielfalt, biologisches Produktionspotenzial, Erosion) muss ein spezifisches Charakterisierungsmodell mit einem definierten Wirkungskategorie-Indikator ausgewählt werden. Ein allgemein akzeptiertes Charakterisierungsmodell gibt es derzeit nicht, allerdings sehr viele Forschungsprojekte.

Eine differenzierte allgemeine Formel zur Abbildung dieser Wirkungskategorie ist nicht sinnvoll anzugeben, da die Auswahl der zu adressierenden Qualität nicht naturwissenschaftlich determiniert ist, sondern auf Basis eines definierten Schutzziels politisch getroffen werden muss. Das Charakterisierungsmodell und somit der Indikator sind abhängig ist vom Schutzziel. Das triff auch dann zu wenn wie in diesem Projekt Midpoint

Indikatoren verwendet werden sollen: Ein Midpoint Indikator quantifiziert die primäre Wirkung möglichst nah an der Ursache. Bei Versauerung ist die Ursache (Freisetzung von Protonen durch Emissionen) bei der Formulierung des Indikators bereits mitgedacht. Bei Landnutzung handelt es sich um die Inanspruchnahme der Ressource „Fläche“, die vielfältige Funktionen – anders ausgedrückt vielfältige Qualitäten - hat. Somit muss zur Definition eines Midpoint Indikators diejenige Funktion, die adressiert werden soll, ausgewählt und benannt werden. Die folgenden beiden Beispiele illustrieren diesen Zusammenhang:

1. Das Konzept der Hemerobieklassen lässt sich als folgendermaßen zu einem Midpoint Indikator umsetzen:
   - Sachbilanzergebnis: Flächengröße
   - Funktion bzw. Qualität: Naturraum gegliedert in unterschiedliche Natürlichkeitsgrade (Auswahl – wertendes Element)
   - Unerwünschte Wirkung von Landnutzung: Naturferne (Schutzziel – wertendes Element)
   - Indikator: Belegung der Fläche eins bestimmten Natürlichkeitsgrads über eine definierte Zeit
   - Option: Die Flächengröße könnte über eine Rechenvorschrift mit der Flächenqualität verknüpft (wertendes Element)
   - Daraus würde sich die Definition des Charakterisierungsfaktors ergeben.
   - Mögliche Formel:

$$\text{Flächennutzung} = \Sigma_i \, (F_i \times \text{Nutzungszeit}_i) \, [\text{m}^2 \text{ a}] \quad (4.12)$$
(für jede Hemerobiestufe)

mit F_i, Nutzungszeit_i = Fläche der Hemerobiestufe i und deren Nutzungszeit pro funktionelle Einheit

2. Ein weiterer Midpoint Indikator, der prominent in der Literatur diskutiert und in [JRC 2011] empfohlen wird ist der Gehalt organischer Bestandteile im Boden (Soil Organic Matter: SOM) (vgl. auch Abschnitt 3.1). Der Ansatz ist nutzbar für Agrar- und Forstsysteme:
   - Sachbilanzergebnis: Flächengröße mit definiertem C-Gehalt im Boden
   - Funktion: Bodenproduktivität/Bodenfruchtbarkeit (Auswahl – wertendes Element)
   - Unerwünschte Wirkung der Landnutzung: Sinkende Bodenproduktivität (Schutzziel – wertendes Element).
   - Indikator: C-Gehalt wird ausgewählt (wertendes Element) zur Kalkulation des Indikators „Life Support Function“ (LSF): Wird gebildet durch Differenzbildungen des SOM zu unterschiedlichen Zeiten entsprechend Systemmodellierung.

– Mögliche Formel [Mila I Canals et al. 2007]:

$$LSF_{use,a} = A_a \sum_{i=t_{ini}}^{t_{fin}} \left(SOM_{ref,i} - SOM_{a,i}\right) t_i$$

mit: A: Fläche
a: aktuelle Situation
ref: alternative Situation
t_i: Betrachtungszeitraum

Die Beispiele zeigen, dass die Struktur des Indikators wesentlich davon abhängt, welche Funktion/Qualität der Fläche ausgewählt wird. Das erfordert eine umweltpolitische Entscheidung.

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Landnutzung“ bzw. „Naturraumbeanspruchung“.

Tabelle 1: ausgewählte Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie “Landnutzung” bzw. „Naturraumbeanspruchung“

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	Flächenbeanspruchung gegliedert in 7 qualitative Landnutzungskategorien (Hemerobieklassen). Fläche*Zeit. Keine Aggregation der Kategorien. Sachbilanzergebnis. Kein Charakterisierungsfaktor.
[CML 2002]	wie ReCiPe
[JRC 2011]	Verweis auf [Mila i Canals et al. 2007]: Wirkungskategorie-Indikator: Life Support Function (LSF) Charakterisierungsfaktor: [kg C * a] (Level III[2])
[ReCiPe 2008]	Flächenbeanspruchung in 3 Kategorien. Fläche*Zeit. Keine Aggregation der Kategorien. Eigentlich Sachbilanzergebnis. Charakterisierungsfaktor formal
[GPPS 2011]	Flächenbeanspruchung: Fläche*Zeit. Sachbilanzergebnis. Keine Angabe zur Differenzierung von Flächenqualitäten.
[Impact 2002+]	Midpoint Indikator aus Endpoint Indikator (ecoindicator 99) rückgerechnet.

2 Die vorgeschlagenen Methoden werden in [JRC 2012] in drei Kategorien eingeteilt: Level I: recommended and satisfactory. Level II: recommended but in need of some improvement. Level III: recommended, but to be applied with caution.

Ergänzend:

[Brandao und Mila i Canals 2012]	Wirkungskategorie-Indikator:Biologisches Produktionspotenzial (BPP). Charakterisierungsfaktor: Δ SOC [kg C/m^2]
LANCA® basierend auf [Baitz 2002]	Methode ist in der Ökobilanzsoftware GaBi integriert; Informationen auf Sachbilanzebene

3.1 UBA (1995) und Aktualisierungen

In [UBA 1995] wurde die Wirkungskategorie als „Flächenbedarf“ bezeichnet, in [UBA 1999] als „Naturraumbeanspruchung“ Diese Bezeichnung wurde in den Folgestudien beibehalten. Grundlage ist das Konzept der Hemerobieklassen, das von [Klöpffer und Renner 1995] im Rahmen eines UBA-Projekts entwickelt wurde. Das Konzept mit einer 7-stufigen Skala wurde erstmals im Rahmen des Forschungsvorhabens „Ökobilanz Graphischer Papiere“ zur naturräumlichen Bewertung von Waldökosystemen angewendet [Giegrich und Sturm 1996]. Dabei wurde das Konzept jeweils für den geographischen Bezug „nordischer Forst“ und „deutscher Forst“ konkretisiert. In Getränkeverpackungsökobillanzen wird Naturraumbeanspruchung seit [UBA 2000] nach dem Konzept der Hemerobieklassen behandelt. [Brentrup et al. 2002] schlugen eine 11-stufiges Skala vor, die allerdings noch höhere Anforderungen an die Sachbilanzdaten stellt.

Durch [Fehrenbach (2000] wurde das Konzept der 7-stufigen Skala auf landwirtschaftliche genutzte Flächen übertragen und wurde zuletzt u.a. in einem F&E-Vorhaben des UBA angewendet [NOVA/IFEU/ÖKO/FIFO 20014]. Hierbei wurde eine Konkretisierung für folgende Anbausysteme durchgeführt: Zuckerrübe, Zellstoff, Hanf, Holzfasern und Stammholz. Aus früheren Studien gibt es die Konkretisierung des Konzepts für ausgewählte mitteleuropäische Agrarsysteme: Maisanbau, Weizenanbau konventionell, Weizenanbau extensiv und Kartoffelanbau [BIfA / IFEU / Flo-Pak 2002].

In [Kauertz et al. 2011]. erfolgte eine Übertragung auf den Maisanbau in den USA, um eine Einschätzung der Landnutzung zur Herstellung von Polylactid im Rahmen der UBA-Methode zu ermöglichen. Dies war möglich, weil die benötigten Daten in einem gerade noch ausreichenden Detailierungsgrad aus Veröffentlichungen des Verbands der US-Maisanbauer ableitbar waren.

Die mit der Methode aus [UBA 1999] ermittelten Ergebnisse werden als nicht aggregierte Sachbilanzparameter kommuniziert, Charakterisierungsfaktoren wurden bislang nicht entwickelt.

Das Prinzip beruht auf der Zuordnung einer Wald- oder Agrarfläche zu einer Hemerobieklasse (Natürlichkeitsklasse) auf Basis von definierten zu erhebenden Kriterien. Die Zuordnung erfolgt in 7 Natürlichkeitsklassen (vgl. Tabelle 2) von I „natürlich“ (d.h. vom Menschen unbeeinflusst, z.B. Urwald) bis VII „nicht-natürlich“ (d.h. langfristig bebaute, versiegelte oder devastierte Flächen). Forstsysteme können den Kategorien II „naturnah“ bis V „bedingt naturfern“ zugeordnet werden, Agrarsysteme den Kategorien III „bedingt naturnah“ bis VI „naturfern“ (vgl. Tabellen 2 und 3). Bergbauliche Flächen und Deponieflächen sind generell Kategorie VII zuzuordnen.

Tabelle 2: Hemerobieklassen nach [UBA 1999]

Natürlich-keitsklasse	Bezeichnung der Klasse	grobe Bezeichnung von Nutzungformen; nach Meßvorschriften zu präzisieren
I	natürlich	unbeeinflußtes Ökosystem, Urwald
II	naturnah	naturnahe forstwirtschaftliche Nutzung
III	bedingt naturnah	bedingt naturnahe forst- und landwirtschaft-liche Nutzung
IV	halbnatürlich	halbnatürliche forst- und landwirtschaftliche Nutzung
V	bedingt naturfern	bedingt naturferne forst- und landwirtschaft-liche Nutzung
VI	naturfern	naturferne landwirtschaftliche Nutzung
VII	nicht-natürlich künstlich	langfristig versiegelte und beeinträchtigte Flächen

Tabelle 3: Hemerobieklassen Agrarsysteme (aus [Fehrenbach 2000]):

Natürlich-keitsklasse	Bezeichnung der Klasse	Grobe Bezeichnung von Nutzungsformen; Nach Messvorschriften zu präzisieren
III	bedingt naturnah	Hochdiverse kleingliedrige Agroforstsysteme ohne Input von synthetischen Stoffen
IV	halbnatürlich	Extensivgrünland, Streuobstwiesen, aber auch: kleinflächige schonende Landwirtschaft (z.B. Ökolandbau) bei hoher Strukturvielfalt in der Landschaft
V	bedingt	Mittelgroße Schlaggrößen, keine Hackfrüchte,

	halbnatürlich	mäßige Intensität, landschaftliche Strukturelement vorhanden
VI	bedingt naturfern	großflächige intensive Agrarkulturen in ausgeräumter Landschaft
I, II und VII		Trifft generell auf kein Agrarsystem zu

Aus den Tabellen 2 und 3 ist ersichtlich, dass die unerwünschte Wirkung in der Naturferne liegt. Die Zuordnung erfolgt sowohl für Wald- und Forstflächen als auch für landwirtschaftliche Fläche nach differenziert ausgearbeiteten Kriterienkatalogen:

Gliederung der Kriterien für Wald- und Forstflächen:

- Naturnähe des Bodens (7 Kriterien)
- Naturnähe der Waldgesellschaft (6 Kriterien)
- Naturnähe der Entwicklungsbedingungen (7 Kriterien)

Gliederung der Kriterien für landwirtschaftliche Flächen:

- Flächenbezogene Gegebenheiten (2 Kriterien: Diversität der Begleitflora und Strukturdiversität)
- Handlungsbezogene Kriterien (2 Kriterien: Bodenschutz, Stoffeinträge)

Sowohl für Wald- und Forstflächen als auch für Agrarflächen wird jedes Kriterium wiederum anhand definierter Messgrößen ausgewertet und erhält einen entsprechenden rechnerischen Punktwert. Diese Punktwerte der einzelnen Kriterien werden im nächsten Schritt über die Gesamtheit aller Kriterien zum Mittelwert aggregiert, was zu einer Gesamtpunktzahl führt. Diese Gesamtpunktzahl bestimmt die Zuordnung in die Hemerobieklasse.

Die Anwendung der oben vorgestellten Hemerobieklassen für Wald- und Forstflächen wird derzeit in UBA-Okobilanzen durchgeführt. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Einordnung z.B. skandinavischer Forstflächen anhand der differenzierten Kriterienauswertung seit Einführung der Methode nicht aktualisiert wurde (vgl. Abschnitt 5: Empfehlungen).

Die Anwendung der oben vorgestellten Zuordnung von Agrarflächen zu Hemerobieklassen ist wie in einem Projekt zum Vergleich verschiedener Methoden gezeigt wurde, für einzelne Betriebe mit vergleichsweise geringem Aufwand und eindeutiger Aussage möglich [Baitz et al. 2000]. Im Falle von Regelökobilanzen, die auf einen durchschnittlichen Wert zurückgreifen müssen (z.B. Weizen, mittlerer deutscher oder europäischer Erzeugung) könnten solche Durchschnittswerte grundsätzlich generiert werden, sie liegen jedoch derzeit nicht vor. Ihre Ermittlung sollte überdies in Abstimmung mit und unter Nutzung von

Kompetenzen von offiziellen agrarwirtschaftlichen Einrichtungen erfolgen (vgl. Abschnitt 5: Empfehlungen).

Der Zeitbezug im Charakterisierungsmodell

Wie in Abschnitt 2 bereits vorgestellt, wird als Einheit der Flächennutzung i.d.R. Fläche*Nutzungszeit [m^2*a] genannt. Das ist auch die Einheit, die in UBA 1999 vorgesehen ist. Der Zeitbezug wurde allerdings in den bisher durchgeführten Ökobilanzen zu Getränkeverpackungen aus folgenden Gründen nur implizit berücksichtigt:

- Bei der Waldwirtschaft (bezüglich derer die Methode ursprünglich entwickelt wurde) liegen erstens lange Zeiträume zu Grunde und zweitens kann man von dem Ökosystem in erster Näherung von einem langfristig stabilen Steady-state ausgehen.
- Bei landwirtschaftlichen Flächen wiederum wurde auch unterstellt, dass die Qualität der Fläche dauerhaft festgelegt ist und nicht nur über ein einzelnes Anbaujahr zu definieren ist.

Der Zeitbezug (pro Jahr) kann allerdings in den Ansatz vergleichsweise problemlos aufgenommen werden, wenn sinnvolle Allokationen (z.B. bei Fruchtfolgen) und Bezugszeiträume (Waldbau, Umtriebszeiten) zu Grunde gelegte werden können (vgl. Anhang I). Dies wurde in [Baitz et al. 2000] für eine dreigliedrige Fruchtfolge angewandt, wobei die verschiedenen Kulturen auf Getreideeinheiten umgerechnet und über die entsprechenden Erträge auf die Fläche umgelegt wurden.

Obwohl die Ergebnisse des Hemerobieklassenkonzepts seit langem in der UBA Methode als nicht aggregierte Sachbilanzparameter ausgewiesen werden und etliche Vorarbeiten zur Erweiterung bereits vorliegen, ist noch einige methodische Arbeit zu leisten um ein schlüssiges Charakterisierungsmodell für die Wirkungsabschätzung zu generieren. Ein Vorschlag dazu ist Anhang II zu entnehmen.

3.2 CML 2002

Auf Midpoint-Ebene erfolgt in [CML 2002] die Aggregation der Sachbilanzdaten (Flächengröße*Zeit). Es werden keine differenzierten Angaben zur Gliederung der Flächen in unterschiedliche Flächentypen gemacht. In [ReCiPe 2008] ist allerdings folgender Verweis enthalten:

> The report should be seen in a context of the availability of two major Dutch systems of LCIA, the midpoint-oriented Handbook LCA by Guineé and co-workers (CML, Leiden University) and the endpoint-oriented Eco-indicator 99 by Goedkoop and co-workers (Pré Consultants, Amersfoort). Extensive co-operation with the RIVM ensures in a possible second phase access to the knowledge and the models of a whole range of environmental issues, from acidification to climate change.

Insofern ist davon auszugehen, dass [CML 2002] diese Variante ebenfalls nutzt (vgl. Abschnitt 3.4).

Die Endpoint Charakterisierung fokussiert auf Biodiversität und auf Erhalt der Lebensfunktion. Da Endpoint-Ansätze im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt werden, erfolgt hier keine weitere Analyse. [CML 2002] verweist diesbezüglich auf die Publikationen von [Lindeijer et al. 1998] und [Köllner 2000], in denen Beispiele bestehender Methoden für diese Wirkungskategorie zusammengestellt sind.

3.3 JRC 2011

[JRC 2011] verweist auf die Methode von [Mila i Canals et al. 2007]: Der Gehalt organischer Substanz (Soil Organic Matter - SOM) wird als Indikator für die lebenserhaltende Funktion von Boden (Life Support Function - LSF) verwendet. Gültig für Agrar- und Forstsysteme.

Betrachtet wird die Änderung des SOM im Laufe der Landnutzung. Erforderliche Daten:

- Flächengröße * Zeit
- SOM zu Beginn und zum Ende der Landnutzung
- SOM zu jedem Zeitpunkt des Landnutzungsprozesses (wenn der Prozessverlauf dokumentiert werden soll).
- Messwert ist der TOC_{Boden} (SOM = 1,724 * TOC)
- Es kann eine Angabe des C-Gehalts einer Fläche unter Berücksichtigung der Mächtigkeit der Bodenhorizonte vorgenommen werden.

Kalkuliert wird ein LSF-Indikator Wert [kg C * a] durch Differenzbildung der SOM-Werte entsprechend der Systemmodellierung. Ein einziger Absolutwert von SOM ist nicht der Indikator, weil die Höhe dieses Wertes nicht einzuordnen ist.

Es werden Daten vor einer Maßnahme und danach benötigt. Daher betonen die Autoren, dass die Methode für konsequenzielle LCA Studien relevant ist, was einsichtig ist, wenn der SOM nach einer Maßnahme ableitbar ist oder die Maßnahme messtechnisch bis zum Ende begleitet wird. Das von [Mila i Canals et al. 2007] angefügte Beispiel zur Anwendung ist ein konsequenzielles-Beispiel.

Für Kalkulation des SOM-Gehalts unter bestimmten Kulturen wird auf das RothC Modell verwiesen [Coleman und Jenkinson 1999]. Das Modell erfordert etliche spezifische Daten zu Niederschlag, Temperatur und einer Reihe Bodenparametern. Das RothC Modell kann verwendet werden, um den SOM eines Bodens auf Basis eines definierten Inputs zu berechnen sowie zur Berechnung des Inputs auf Basis eines bekannten SOM.

Für attributive Ökobilanz-Studien müsste ein Bezugsszenario gewählt werden, was eine Differenzbildung des SOM zum Zeitpunkt der durchgeführten Studie bezogen auf den SOM zu einem früheren Zeitpunkt ermöglicht, was in der in [JRC 2011] vorgeschlagenen Methode, nicht vorgesehen ist. Ein modifiziertes Konzept wurde von [Brandao und Mila i Canals 2012] vorgestellt (vgl. Abschnitt 3.7).

3.4 ReCiPe 2008

[ReCiPe 2008] bietet als Midpoint Indikator die Erfassung der Flächen von drei Landschaftstypen an. Es erfolgt keine weitere Differenzierung. Dabei wird die Zeit der Flächeninanspruchnahme grundsätzlich berücksichtigt. In der Praxis wird unter Berücksichtigung des Referenzflusses des untersuchten Produktsystems i.d.R. 1 Jahr zugrunde gelegt.

Table 10.2: Midpoint characterisation factors for three midpoint IC on land use

Midpoint impact category	CF	LCI	With:
Agricultural land occupation (ALO)	$CF_{agr} = 1$	$A_{o(agr)} \cdot t$	$A_{o(agr)}$ the amount of agricultural area occupied (in m2) and t the time of occupation in years.
Urban land occupation (ULO)	$CF_{urban} = 1$	$A_{o(urban)} \cdot t$	With $A_{o(urban)}$ the amount of urban area occupied (in m2) and t the time of occupation in years.
Natural land transformation (NLT)	$CF_{trans} = 1$	$A_{o(trans)} \cdot t$	With $A_{o(trans)}$ the amount of transformed area (in m2) and t the time of occupation in years.

Abbildung 1: Midpoint Charakterisierungsfaktoren aus [ReCiPe 2008]

Es handelt sich um einen formalen Charakterisierungsfaktor, der die in der Sachbilanz erhobenen Daten nicht verändert. Eine Zuordnung zu den in Ecoinvent 3 aufgeschlüsselten 47 Landnutzungstypen ist dokumentiert. Es wird darauf hingewiesen, dass diese Indikatoren nicht dazu geeignet sind Endpunkte zu adressieren.

Die Endpoint Charakterisierung in ReCiPe fokussiert auf Biodiversitätsverlust. Zur Ableitung der diesbezüglichen Charakterisierungsfaktoren werden 18 verschiedene Landnutzungstypen unterschieden und korreliert mit denjenigen, die in Ecoinvent definiert sind. Referenzzustand ist die sich unter natürlichen Bedingungen entwickelnde Vegetation, was für Europa ausgearbeitet ist. Da Endpoint-Ansätze im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt werden, erfolgt hier keine weitere Analyse.

3.5 GPPS 2011

In [GPPS 2011] wird die Quantifizierung der Flächenbeanspruchung (Fläche*Zeit) empfohlen. Es handelt sich um ein Sachbilanzergebnis, eine Differenzierung von Flächenqualitäten erfolgt nicht.

3.6 Impact 2002+

[Impact 2000+] stützt sich auf Ecoindicator 99 und berücksichtigt Flächennutzung, nicht hingegen Landnutzungsänderung. Ecoindicator verwendet Schadensfaktoren im Hinblick auf Biodiversität (damage factors), die über die Artenzahl von Pflanzen auf bestimmten Flächen gebildet wurden (Endpoint Indikator).

Der Midpoint Indikator wird rückgerechnet mittels Division des ermittelten „damage factors“ durch den „damage factor“ eines Referenzflächentyps (organic arable land). Insofern handelt es sich nicht um einen Midpoint-Indikator im eigentlichen Sinne.

Da Endpoint-Ansätze im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt werden, erfolgt hier keine weitere Analyse.

3.7 [Brandao und Mila i Canals2012]

In dieser Publikation von Brandao und Mila i Canals wird das in Abschnitt 3.3 vorgestellte Konzept von [Mila i Canals et al. 2007] modifiziert und die zentrale Schwäche eines fehlenden Referenzzustands in der 2007 publizierten Methode behoben:

- Anstelle der „Life Support Function“ (LSF) auf Basis des „Soil Organic Matter“ (SOM) wird direkt der organische Kohlenstoffgehalt des Bodens (Soil Organic Carbon“ SOC [kg C/m^2]) berücksichtigt.
- Mit Bezug auf [Koellner et al. 2012 und 2013[3]] wird als Referenzzustand die (quasi-) natürliche Bodendecke abhängig vom Biom und der regionalen Ausprägung des Ökosystems gewählt.
- Der SOC des Referenzzustands (SOC_{pot}: möglicher Kohlenstoffgehalt, wenn das Land ungestört wäre – nativer SOC) wird auf Basis von IPCC Daten kalkuliert [IPCC 2003 und 2006].

[3] online publiziert 2012

- Ebenso auf Basis von IPCC Daten wird der SOC_{LU} (SOC Land Use) unter verschiedenen Kulturen (Forst- und Agrarsysteme) berechnet. Die geographische Auflösung dabei ist recht gering.
- Es werden zwei Formeln angegeben zur Kalkulation der Änderung des SOC, sowohl für Flächennutzung (verhindert die Regeneration), nutzbar in attributiven Ökobilanzen, als auch für Flächennutzungsänderung (bewirkt eine Änderung der Ökosystemqualität), nutzbar in konsequenziellen Studien.
- Der Charakterisierungsfaktor ist die errechnete Differenz des Kohlenstoffgehalts (ΔC): Abweichung des Kohlenstoffgehalts im Boden unter einer definierten Forst- bzw. Agrarkultur vom Kohlenstoffgehalt des quasi-natürlichen Zustands einer Fläche (durch den Menschen nicht beeinflusst) als Indikator für biologisches Produktionspotenzial.
- Die Kalkulation der Differenz des Kohlenstoffgehalts einer aktuellen Landnutzung im Verhältnis zum nativen Kohlenstoffgehalt (Landnutzung; attributiv) erfolgt nach folgender Formel:

$$\Delta C\left[\mathrm{kg\,C\,year\,m^{-2}\,year^{-1}}\right] = \frac{\left(\mathrm{SOC_{pot}} - \mathrm{SOC_{LU2}}\right) \times \left(t_{\mathrm{fin}} - t_{\mathrm{ini}}\right)}{\left(t_{\mathrm{fin}} - t_{\mathrm{ini}}\right)}$$

mit

- SOC_{pot}: nativer SOC
- SOC_{LU2}: SOC der spezifischen Landnutzung
- t_{fin}: Zeit, nach der die Landnutzung endet. Da die Berechnung für jedes Jahr der Landnutzung erfolgt ist $T_{fin} = 1$
- t_{ini}: Zeitpunkt zu dem die Landnutzungsänderung und anschließende Landnutzung beginnt. Die Annahme ist, dass das simultan passiert, insofern ist $t_{ini} = 0$.
- Die resultierende Einheit für ΔC ist: kg/m^2

Die Methode adressiert nach Einschätzung der Autoren das biologische Produktionspotenzial (BPP). Dieses ist nach UNEP-SETAC Life Cycle Initative Programme on LCA[4] neben der Biodiversität und der ökologischen Bodenqualität ein Schlüsselelement in der Wirkungsabschätzung von Landnutzung

Als Schwäche der Methode benennen die Autoren, dass die Differenzierung der Kohlenstoffgehalte in Böden bezüglich Variabilität der Kulturen und der regionalen Auflösung aufgrund der verfügbaren IPCC Daten nicht sehr hoch ist. Als Beispiel geben sie an, dass für Forst und Feldfrucht-Permanentkulturen derselbe Charakterisierungsfaktor verwendet wird. Es werden somit recht grobe Anhaltswerte errechnet, die vorsichtig zu interpretieren sind. Bergbau und versiegelte Flächen können nicht sinnvoll einbezogen werden.

4 http://lcinitiative.unep.fr

3.8 LANCA®

Aufbauend auf den Ansätzen von [Baitz 2002] wurde das Thema „Flächennutzung und Biodiversität“ an der Abteilung GaBi der Universität Stuttgart in den Folgejahren weiterentwickelt und in Zusammenarbeit mit weiteren Akteuren aus Industrie und Forschung zum funktionsfähigen Berechnungstool (LANCA®, Land Use Indicator Value Calculation Tool) umgesetzt.

Folgende Ökosystemfunktionen können mit der entwickelten Methode innerhalb der Ökobilanz berücksichtigt werden[5]:

- Erosionswiderstand:
  Die Fähigkeit eines Bodens, eine über die natürlich auftretende Erosion hinausgehende Bodenabtragung zu verhindern.
- Mechanische Filterkapazität:
  Die Fähigkeit eines Bodens, eine Suspension durch die mechanische Bindung von Schadstoffen an Bodenpartikel zu filtern.
- Physikochemische Filterkapazität:
  Die Fähigkeit eines Bodens, gelöste Substanzen aus der Bodenlösung zu absorbieren und damit am Eindringen ins Grundwasser zu hindern.
- Grundwasserneubildungskapazität:
  Die Fähigkeit eines Bodens, zur Grundwasserneubildung beizutragen.
- Biotisches Produktionspotential:
  Die Fähigkeit eines Bodens zur Biomasseproduktion.

Die LANCA-Berechnungen beruhen auf geoökologischen Klassifizierungssystemen und benötigen für die Anwendung ortsspezifische Inputdaten. Es werden sowohl durch Okkupation (Nutzung von Land) als auch durch Transformation (Veränderung der Landnutzung) hervorgerufene Wirkungen in Form einzelner Indikatorwerte berechnet.

Vom Nutzer berechnete LANCA-Indikatorwerte werden in Form von „Wirkungsflüssen“ ohne weitere Charakterisierung direkt in GaBi-Prozesse übernommen. Für verschiedene landintensive Prozesse wurden in der GaBi-Datenbank bereits LANCA-Datensätze berechnet. Es können folglich sowohl im Vordergrund einer LCA stehende Landnutzungssysteme (z.B. Biomasseanbau) spezifisch bewertet werden als auch Hintergrundsysteme (Landnutzung in vorgelagerten Systemen wie Erzabbau) im Gesamtsystem der LCA einbezogen werden [Beck et al. 2010].

5 http://www.lbp-gabi.de/49-0-Flaechennutzung-und-Biodiversitaet.html

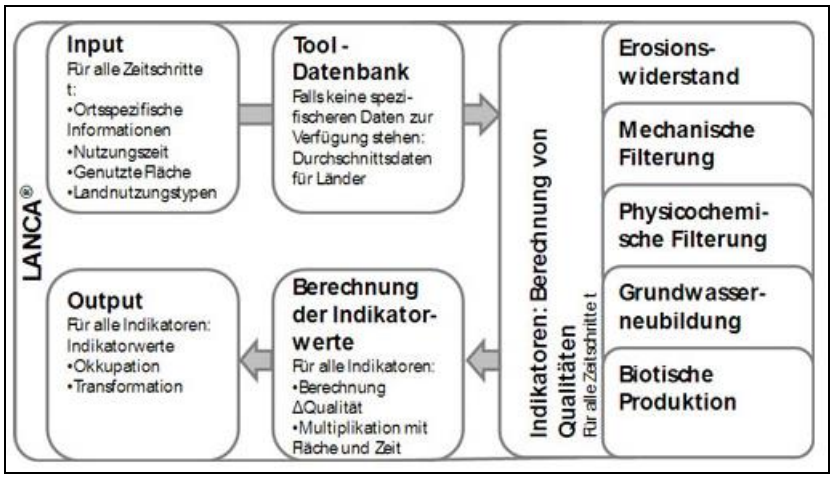


Abbildung 1: Grundstruktur des LANCA®-Modells[6]

Eine Aggregation der Indikatorwerte auf Midpoint-Ebene findet nicht statt. Sie verbleiben als einzelne Informationen auf Sachbilanzebene.

[Saad et al. 2011] nutzten das LANCA Modell zur Abbildung der Bodenqualität bezüglich drei Ecosystem Services nach UNEP/SETAC (vgl. Abschnitt 1): Erosionsregulationspotenzial, Süßwasserregulationspotenzial, Wasserreinigungspotenzial. Das Forschungsprojekt untersuchte 15 Ökozonen und 193 Ökoregionen in Canada, für die alle Indikatoren mit entsprechender Qualitätszuweisung unter der derzeitigen Vegetationsdecke sowie unter derjenigen im potenziell natürlichen Zustand mittels diverser Datenbanken und Geographischen Informationssystemen bestimmt bzw. berechnet wurden. Diese Qualitätsdifferenz wird als Charakterisierungsfaktor für jeden Indikator verwendet. Eine Aggregation der Indikatoren findet nicht statt. Die Autoren bestätigen die Nutzbarkeit des LANCA-Modells, verweisen allerdings auf weiteren Optimierungsbedarf.

[Saad et al. 2011] stellen ebenfalls heraus, dass zur umfassenden Behandlung der Wirkungskategorie Landnutzung für alle Ecosystem Services nach UNEP/SETAC sowie für Biodiversität eine Methode verfügbar sein muss.

3.9 Einblick in aktuelle Forschungsansätze

Es war nicht Gegenstand dieses UBA-Projektes für alle Wirkungskategorien wissenschaftliche Reviews zu erstellen. Dennoch wurde in Bezug auf Biodiversitätsindikatoren eine neue Publikation, die auf dem UNEP/SETAC-Programm „landuse assessment framework“ basiert [de Baan et al. 2013] sowie ein laufendes Forschungsvorhaben in Deutschland [Fraunhofer Institut] gesichtet.

[6] http://www.lbp-gabi.de/49-0-Flaechennutzung-und-Biodiversitaet.html

- [de Baan et al. 2013] entwickelten einen global orientierten Ansatz in dem die relative Differenz der Biodiversität einer Fläche unter Landnutzung zu derjenigen in einem (semi-)natürlichen Referenzzustand dieser Fläche als Wirkung betrachtet wird. Zur Generierung der Datenbasis wurden verschiedene Datenbanken kombiniert: Ergebnisse globaler Biodiversitätsstudien und nationale Monitoring-Daten zu Biodiversität für mannigfaltige taxonomische Gruppen und Weltregionen. Die Autoren bezeichnen ihren Ansatz als eine erste grobe Möglichkeit die Wirkung von Landnutzung auf Biodiversität zu quantifizieren, allerdings sei weitere Forschung erforderlich, um Wissens- und Datenlücken zu schließen. Die publizierte Methode ist aus Sicht der Auftragnehmer derzeit nur im Rahmen von Forschungsvorhaben anwendbar, aber noch nicht reif für die Anwendung in der ökobilanziellen Praxis.

- In einem laufenden Forschungsvorhaben des Bundesamts für Naturschutz (BfN), das unter Federführung des Fraunhofer Instituts durchgeführt wird [Fraunhofer Institut], soll eine Methode zur Adressierung von Biodiversität als Wirkungskategorie in der Ökobilanz entwickelt werden. Zitierfähige Ergebnisse liegen noch nicht vor (September 2014).

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen über Indikatoren auf Midpoint Ebene abgebildet werden. Damit wird auch der Tradition der UBA-Methodik gefolgt.
- Etliche Studien verwenden die Sachbilanzparameter Flächengröße * Zeit der Flächennutzung, teilweise gegliedert in Flächenkategorien, für die allerdings auf Midpoint Ebene keine Ableitung der Flächenqualität gegeben wird ([ReCiPe 2008], [CML 2002], [GPPS 2011]).
- Auch die Methode LANCA® geht über die Zusammenstellung von Informationen auf Sachbilanzebene nicht hinaus, allerdings lässt sich recht aufwändig die Qualitätsveränderung einer genutzten Fläche im Vergleich zum natürlichen Zustand für die in LANCA® geführten Indikatoren als Charakterisierungsfaktor nutzen. Die Datenbasis ist noch nicht hinreichend entwickelt.
- Der in [Mila i Canals 2007] beschriebene und von [JRC 2011] empfohlene Indikator LSF kalkuliert über den SOM kann für solche Ökobilanzstudien, die gemäß Ziel und Untersuchungsrahmen einen zeitlichen Verlauf von Maßnahmen im Fokus haben nützlich sein. Das kann prospektiv sein (konsequenzielle Ökobilanz-Studie) oder auch retrospektiv (Was hat eine in der Vergangenheit durchgeführte Maßnahme gebracht?) Die Auswahl des SOM als Bodenfruchtbarkeitsindikator ist nicht unsinnig, wobei die alleinige Betrachtung des Gehalts an organischem Kohlenstoff auch eine starke

Reduktion der Komplexität darstellt. Es ist allerdings problematisch einen LSF-Indikator auf Basis von SOM-Werten retrospektiv zu bestimmen, wenn der Ausgangszustand nicht definiert ist.

Der Indikator LSF ist nach Ansicht der Auftragnehmer für Forschungsprojekte mit konsequenzieller (Landnutzungsänderung – land transformation) Fragestellung zum Agrarmanagement sehr interessant, für attributive Ökobilanzen (Landnutzung – land occupation) wie im Fall der Getränkeverpackungsökobilanzen im Kontext Verpackungsverordnung allerdings ungeeignet.

- Die von [Brandao und Mila i Canals 2012] publizierte Modifikation der Methode von [Mila i Canals 2007] definiert einen Referenzzustand (die (quasi-) natürliche Bodendecke abhängig vom Biom und der regionalen Ausprägung des Ökosystems) und verwendet als Indikator die Differenz des Kohlenstoffgehalts eines Bodens unter definierter Nutzung zum Referenzzustand. Die Berechnungen der Kohlenstoffgehalte erfolgen auf Basis von publizierten IPCC Daten.

  Diese Methode ist nach Ansicht der Auftragnehmer in attributiven Ökobilanzen wie im Fall der Getränkeverpackungsökobilanzen im Kontext Verpackungsverordnung grundsätzlich nutzbar.

  Schutzziel ist in diesem Fall die der Kohlenstoffgehalt des Bodens als Maß für das biologische Produktionspotenzial einer Fläche. Damit wird versucht die Flächenqualität über ein einziges Kriterium abzubilden.

  Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die Auswahl des Kohlenstoffgehaltes zur Abbildung des biologischen Produktionspotenzials eine erhebliche Reduktion der Komplexität darstellt. Flächenverbrauch durch Bergbau und Flächenversiegelung sind nicht sinnvoll abzubilden. Zudem ist die Gliederungstiefe der in IPCC berücksichtigten Variabilität der Kulturen und der regionalen Auflösung nicht sehr hoch.

- Aus folgenden Gründen empfehlen die Auftragnehmer die Methode der Hemerobieklassen:
  - Der Indikator „biologisches Produktionspotenzial“ nach [Brandao und Mila i Canals 2012] bildet das in [UBA 1999] formulierte Schutzziel nicht hinreichend ab.
  - Der Kohlenstoffgehalt eines Bodens ist ein recht grober Indikator für das biologische Produktionspotenzial.
  - Die IPCC-Daten die für die untersuchte Fläche und die Referenzflächen zur Verfügung stehen haben eine recht grobe Gliederungsstruktur, so dass die Aussagekraft der Ergebnisse sehr vorsichtig zu interpretieren ist.
  - Bergbauliche Flächen sowie versiegelte Flächen sind nicht sinnvoll zu behandeln.

- UBA verwendet derzeit wie auch andere Methoden die Sachbilanzparameter Flächengröße * Zeit und verzichtet auf einen Charakterisierungsfaktor. Für Wald- und Forstflächen sowie für landwirtschaftliche Flächen liegt eine Methode zur Ableitung der Flächenqualität vor. In diesem Fall wird die Flächenqualität durch mehrere Kriterien definiert, was zur Abbildung des Schutzziels „Naturnähe“ ein differenzierteres Bild gibt. Die Auftragnehmer schlagen in Anhang II ein Charakterisierungsmodell vor. Die weitere Ausgestaltung und Differenzierung unter stimmiger Integration aller Flächentypen und Ermittlung generischer Daten (Wald- und Forst, AgrarBergbau, Deponie, sonstige) muss F&E-Vorhaben vorbehalten bleiben.
- Das in Anhang II beschriebene Charakterisierungsmodell berücksichtigt folgende die Anforderungen entsprechend ISO 14044:
  - Ziffer 4.4.2.4::
    „Das Verfahren zur Berechnung der Indikatorwerte muss identifiziert und einschließlich der angewendeten Werthaltungen und Annahmen dokumentiert werden.“
    Die Werthaltungen und Annahmen sind in Anhang II dokumentiert.
  - Ziffer 4.4.5:
    „Wirkungsindikatoren …. müssen zumindest ….
    wissenschaftlich begründet und technisch gültig sein, d.h. einen eindeutig identifizierbaren Umweltwirkungsmechanismus und/oder vergleichbare empirische Beobachtungen verwenden …..
    Die verwendete empirische Begründung ist in Anhang II dokumentiert.
- Vor dem Hintergrund der „Naturferne“ als unerwünschte Wirkung wird im beschriebenen Charakterisierungsmodell Flächen der Klasse VII (nicht natürlich, künstlich) der Charakterisierungsfaktor 1 zuzuweisen. Mit zunehmender Naturnähe verringert sich der Faktor bis zur Klasse I, die aufgrund vollständiger Natürlichkeit mit einem Charakterisierungsfaktor Null verbunden sein muss. Die Skala von 1 bis 0 ist somit systematisch vorgegeben.
  Der empirisch begründbare Ansatz zur Unterteilung der Skala von Klasse zu Klasse ist in Anhang II herausgearbeitet und begründet: Die Charakterisierungsfaktoren werden ausgehend von 1 für Klasse VII mit zunehmender Naturnähe halbiert. Daraus ergeben sich folgende Charakterisierungsfaktoren des Naturfernepotenzials$_i$ (NFP_i) [m^2e * $1a/m^2_{Hemerobieklasse\ i}$](Flächenäquivalente/Fläche i):

  Hemerobieklasse VII => 1,0 [m^2e * $1a/m^2$]
  Hemerobieklasse VI => 0,5 [m^2e * $1a/m^2$]
  Hemerobieklasse V => 0,25 [m^2e * $1a/m^2$]
  Hemerobieklasse IV => 0,125 [m^2e * $1a/m^2$]

Hemerobieklasse III => 0,0625 [m^2e * 1a/m^2]

Hemerobieklasse II => 0,0313 [m^2e *1a/m^2]

- Zur expliziten Einbeziehung der Zeit empfehlen die Auftragnehmer folgende Klarstellung (vgl. auch Hintergrundüberlegungen im Anhang I): Der Zeitbezug dient ausschließlich dazu den Massenbezug zum Produkt herzustellen. Daher ist für Wald-/Forst- und Agrarsysteme die jährliche Biomasseproduktion ein sinnvoller Parameter in der Primärdatenerhebung mit der Einheit Biomasseproduktion (kg)/Fläche (m^2) und 1 Jahr. Unter Berücksichtigung derjenigen Biomasse, die entsprechend der funktionellen Einheit erforderlich ist, ergibt sich dann für das Indikatorergebnis die Einheit Fläche (m^2e*1 Jahr/fE.
- Die Auftragnehmer empfehlen die UBA Methode der Hemerobieklassen grundsätzlich beizubehalten. Ad-hoc anwendbar ist die Methode für die Fälle, in denen die genutzten Flächen lokalisiert und vor Ort zu begehen sind. Das Raster an Kriterien und Messgrossen ist für Förster wie für Landwirte, wie Tests ergaben, handhabbar. Allerdings sind einige Aktualisierungen erforderlich, um die Methode stimmig in die Wirkungsabschätzung integrieren zu können. Neben der Einführung der Charakterisierungsfaktoren und der Klarstellung des Zeitbezugs (s.o.) empfehlen die Auftragnehmer dem UBA die unten aufgeführten Sachfragen zu klären. Diese Fortentwicklung der Methode geht deutlich über die im vorliegenden F&E-Vorhaben zu leistenden Arbeiten hinaus:
  1. Aktualisierung der Kriterien und Messgrössen:
     Es bedarf eines Reviews, inwieweit die Kriterien und Indikatoren für Wald-/Forst- und Agrarflächen gemäß dem Stand der Wissenschaft aktualisiert werden müssen. In dem Zusammenhang muss auch geklärt werden, wie mit FSC zertifizierten Wald-/Forstflächen umgegangen werden soll. Eine automatische Einstufung der Wald-/Forstflächen mit FSC-Zertifizierung in eine Hemerobieklasse ist nicht möglich. Zu beachten ist hierbei auch, dass die FSC-Zertifizierung nach landesspezifischen Kriterien erfolgt. Die vom UBA festgelegten Kriterien und Messgrössen müssten daher zuerst mit den FSC-Kriterien im entsprechenden Land abgeglichen werden.
  2. Entwicklung generischer Daten:
     Für die Anwendung auf abstrahierte Produkte (losgelöst von einem konkreten Produktionsstandort) wie 1 t Weizen oder 1 m^3 Holz aus Deutschland, bedarf es einer verallgemeinernden Anwendung der Kriterien/Messgrössen auf die Gesamtsituation in Deutschland bzw. weitergehend auch auf Europa (und die Welt). Das bedeutet es müssen generische Sachbilanzdatensätze zur Flächeneinordnung in eine

Hemerobieklasse zur Verfügung stehen[7]. Dabei muss eine breite Palette an Produktsystemen abgedeckt werden. Die Erarbeitung globaler Datensätze wird sehr aufwändig sein. Hier ist weitgreifender Sachverstand erforderlich, da sich die Hemerobieklassen in unterschiedlichen Vegetationszonen sehr unterschiedlich ausprägen können. Diesbezüglich ergeben sich hohe Anforderungen an die Transparenz der Ableitung sowie an die Symmetrie der Zuordnung von Nutzungsform zu einer Natürlichkeitsklasse. Diese Arbeiten sollte zweckmäßigerweise mit Experten und kompetenten Institutionen aus Forst- und Landwirtschaft abgestimmt werden.

3. Normierung:
   Derzeit wird in UBA-Ökobilanzen eine Normierung auf deutsche Flächenverhältnisse vorgenommen. In der ökobilanziellen Praxis wurde der deutsche Flächenbezug je nach Studie unterschiedlich gewählt (z.B. deutsche Gesamtfläche, deutsche Forstfläche, deutsche Agrarfläche). Es muss eine Entscheidung darüber getroffen werden, ob der deutsche Bezug politisch nach wie vor gewollt ist und was als Bezugsgröße anzusetzen ist. Die Normierungsbasis für Wald-/Forst- und Agrarflächen ist in jedem Fall explizit auszuweisen.
4. Im Ergebnis kann die Flächenbelegung im System eines einzelnen untersuchten Forst- oder Agrar-Produkts – beispielsweise extensive Flächen im Ausland - wesentliche Anteile der gesamten deutschen Fläche, auf die normiert wird, erreichen. Das ist schwer zu kommunizieren und sollte ebenfalls bei der weiteren Methodenentwicklung berücksichtigt werden.
5. Interpretation
   Hier wäre anzustreben, dass die zu entwickelnde Methode es erlaubt, den häufig zu findenden Zielkonflikt zwischen Flächenschonung (z.B. Forstschonung bei Altpapiernutzung) und günstiger THG-Bilanz (z.B. Forstnutzung als rechnerisch CO2-freie Energiequelle in der Papierindustrie) im Rahmen der Interpretation angemessen aufzugreifen.

- Derzeit ist zu erwarten, dass in Praxisprojekten in der Sachbilanz erhebliche Datenlücken bestehen, sowohl in der Ausweisung des Flächenbedarfs als auch in der Zuordnung zu einer Hemerobieklasse. Aus diesem Grund empfehlen die Auftragnehmer derzeit in der Auswertung die Sachbilanzergebnisse detailliert und kritisch zu reflektieren.

7 Konkret würde das bedeuten, dass die deutschen (europäischen, außereuropäischen) Waldflächen eingeordnet werden müssen: x % in Kategorie II, y% in Kategorie III usw. Das Gleiche wäre für die Agrarprodukte zu leisten, z.B. Weizen x% IV, y% V usw.. In der Sachbilanz könnten damit beispielsweise pro Tonne Weizen aus Deutschland Flächenwerte von z.B. 100 m2 Kategorie IV plus 400 m2 Kategorie V plus 900 m2 Kategorie VI als generischer Mittelwert ausgewiesen werden.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Unabhängig davon, welche Methode in der Wirkungsabschätzung gewählt wird (Auswahl des Charakterisierungsmodells), müssen im Fall der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung / Landnutzung in der Sachbilanz regional aufgeschlüsselte Daten vorliegen. Das stellt sowohl Anforderungen an die Datenaufnahme in Vordergrundprozessen (Primärdatenerhebung) als auch an den Informationsgehalt von generischen Datensätzen in Datenbanken. [Koellner et al. 2012] schlagen im Kontext der UNEP/SETAC Life Cycle Initiative[8] ein Klassifikationssystem vor: Zur standardisierten Datenaufnahme werden über eine Matrix Informationen zu Landnutzungsarten (z.B. Forst extensiv; Bergbau) mit regionalen Informationen zum Biom, in dem die Fläche liegt (z.B. borealer Wald; Laub- und Mischwald gemäßigter Breite), kombiniert. Die Tabelle ist als Excel-Datei verfügbar[9]. Diese differenzierte Datenaufnahme ist heute noch nicht Stand der Technik.

Für die beiden aus Sicht der Auftragnehmer grundsätzlich anwendbaren Methoden werden nachfolgend die Datenanforderungen skizziert. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Schutzziele, die den beiden Methoden zugrunde liegen nicht identisch sind. Bezüglich des Schutzziels beziehen sich die Auftragnehmer auf [UBA 1999].

5.1 ΔC als Indikator für biologisches Produktionspotenzial (BPP)

Bei Nutzung der Methode der BPP – Landnutzung (vgl. Abschnitt 3.7) müssen auf Sachbilanzebene folgende Informationen bereitgestellt werden:

- die genutzte Flächengröße [m^2]
- geographische Lage der Fläche
- Angaben zur Art der Landnutzung sowie zur Ableitung des Referenzzustands (quasi-natürlicher Zustand), die kompatibel sind mit den in den IPCC Berichten enthaltenen Gliederungsebenen. Daraus Kalkulation des ΔC.
- Flächenbedarf für den Output eines definierten Produktes.

5.2 Konzept der Hemerobieklassen

Bei Nutzung der Methode der Hemerobieklassen (vgl. Abschnitt 3.1) müssen auf Sachbilanzebene folgende Informationen bereitgestellt werden:

- die genutzte Flächengröße [m^2]

8 Projekt: Operational Characterization Factors for Land Use Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services in the Life Cycle Impact Assessment (LULCIA)
9 http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/research/projects/LULCIA/

- adäquate Informationen zu Flächenindikatoren zur Ableitung numerischen Werte der Kriterien und schließlich der zuzuordnenden Hemerobieklasse (z.B. 100.000 m^2 Klasse V)
- bei Biomasseproduktion: Flächenbedarf für den Output eines definierten Produkts in einem Jahr (z.B.: 1 Tonne Weizen: 2.500 m^2 Klasse V).

Daher ist es erforderlich, dass die Flächennutzung möglichst differenziert in der Sachbilanz aufgenommen wird. Das betrifft die Flächen zur Produktion nachwachsender Rohstoffe (sowohl zur stofflichen als auch zur energetischen Nutzung) aber auch Bergbau- und Deponieflächen. Durch Gebäude und Infrastruktur versiegelte Flächen können analog in das System eingebunden werden.

Bezüglich der Datenverfügbarkeit sind zwei Ebenen zu unterscheiden:

1. Primärdatenerhebung und Nutzung von vorhandenen Daten.
2. Generisch Datensätze zur Biomasseproduktion in definierten Regionen (z.B. Deutschland, Europa, Welt).

zu 1.: Derzeit werden spezifische Daten im Hinblick auf Flächenqualität i.d.R. nicht differenziert aufgenommen. Diese Datenlücke lässt sich allerdings durch Aufnahme des Datenbedarfs in die Primärdatenerhebung im Kontext der Sachbilanzerarbeitung schließen. Schwieriger bis unmöglich ist die Datenvollständigkeit bei Verwendung spezifischer und generischer Datensätze aus Datenbanken zu erreichen (i.d.R. Vorkettenmodule). Die Dokumentation der Flächennutzung in diesen Datensätzen kann unzureichend sein, um eine klare Zuordnung zu einer Hemerobieklasse zu ermöglichen. In diesen Fällen muss eine begründete Abschätzung aus den in der Datenbank vorhandenen Informationen erfolgen.

Zu 2.: Geeignete generische Datensätze zu Biomasseproduktion stehen derzeit nicht adäquat zur Verfügung. Sie müssen für wichtige Basisprodukte erarbeitet werden, da eine Verpflichtung grundsätzlich Primärdaten in der Sachbilanz zu erheben in der Praxis nicht einlösbar ist (vgl. auch Abschnitt 4 „Empfehlungen“).

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Naturraumbeanspruchung

Wirkungkategorie-Iindikator: Naturfernepotenzial [m^2e * 1 a]

Charakterisierungsfaktor: NFP_i [m^2e * 1a/$m^2_{Hemerobieklasse\ i}$] ($Naturfernepotenzial_i$)

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Die Methode der Hemerobieklassen muss zwar noch weiter entwickelt werden (s.o.), allerdings ist ihre Anwendung bereits nach derzeitigem Stand in Regelökobilanzen möglich. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition des Schutzziels: Naturnähe
- Beschreibung und Begründung der untersuchten Arten von Flächennutzung (z.B. Wald/Forst, Agrar, Deponie, Bergbau) gegliedert in
  - Materialproduktion
  - Energieproduktion (z.B. Anteil Agrargas)
- Erhebung der Flächen gegliedert in Hemerobieklassen und klassenweise Aggrgation auf Sachbilanzebene [m^2*1a]
- Charakterisierung genutzter Flächen entsprechend der Hemerobieklassenklasse für Wald/Forst-, Agrarsysteme, Deponie, Bergbau, sonstige
  Folgende Charakterisierungsfaktoren werden für das Naturfernepotenzial der definierten Hemerobieklassen (NFP_i) verwendet:
  Hemerobieklasse VII => 1,0 [m^2e * 1a/m^2]
  Hemerobieklasse VI => 0,5 [m^2e * 1a/m^2]
  Hemerobieklasse V => 0,25 [m^2e * 1a /m^2]
  Hemerobieklasse IV => 0,125 [m^2e * 1a /m^2]
  Hemerobieklasse III => 0,0625 [m^2e * 1a /m^2]
  Hemerobieklasse II => 0,0313 [m^2e * 1a /m^2]
- Differenzierte Darstellung und Begründung der Normierungsbasis
- Detaillierungsgrad der regionalen und damit modularen Aufschlüsselung im Kontext der Systemgrenzen
- Procedere der spezifischen Datenerhebung zur Flächennutzung
- Bedarf an und Umgang mit Angaben in Datensätzen aus Datenbanken
- Bedarf an und Umgang mit generischen Daten zur Flächennutzung
- Allokationsregeln zur Ermittlung des Flächenbedarfs für eine definierte Biomasseproduktion in der Einheit [kg/m^2 * 1 Jahr]

Sachbilanz:

- Differenzierte Darstellung spezifischer und generischer Daten, d.h.:
  - Angaben der genutzten Flächengröße [m^2]

  - Typ der genutzten Fläche (Wald/Forst-, Agrarsysteme, Deponie, Bergbau, sonstige)
  - Bei Biomasseproduktion Angabe des Flächenbedarfs für den Output eines definierten Produkts: Biomasseproduktion [kg/ m^2 * 1Jahr] mit Umrechnung auf fE [m^2 * 1Jahr/fE] gegliedert wie in „Ziel und Untersuchungsrahmen“ definiert
- Transparente Ableitung der Zuordnung zu einer Natürlichkeitsklasse (Hemerobieklasse) der genutzten Fläche. Diese Ableitung erfolgt anhand der Kriterien- und Messgrössenraster für Wald-/Forst- [Giegrich und Sturm 1996] und Agrarflächen [Fehrenbach 2000]. Wenn keine Zuordnung möglich ist, Kennzeichnung als Datenlücke.[10]
- Deponie- und Bergbauflächen werden immer in Kategorie VII eingeordnet.
- Klarstellung von Abschätzungen, Schätzbasis, Spezifikation von Experten, wenn diese an Abschätzungen beteiligt waren

Anmerkung: ohne eine umfangreiche Datensammlung generischer Fallsituationen im globalen Maßstab (Forschungsbedarf, s.o.) kann der Aufwand in einer spezifischen Ökobilanz recht groß sein.

<u>Wirkungsabschätzung:</u>

- Charakterisierung der in Hemerobieklassen eingeordneten Sachbilanzdaten zum Naturfernepotenzial [m^2e * 1 a]:
  Die Flächenkategorien bekommen numerische Faktoren zugewiesen von der naturfernsten Klasse VII absteigend, um die Nutzung naturnäherer Fläche weniger stark in die Wirkung einzubeziehen.
  Verwendet werden die Charakterisierungsfaktoren, wie unter „Ziel und Untersuchungsrahmen“ definiert.
- Normierung, wie unter „Ziel und Untersuchungsrahmen“ definiert.

<u>Auswertung:</u>

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenvollständigkeit (modulare Gliederung zur Abbildung regionaler/lokaler Gegebenheiten)
- Kritische Diskussion der Sachbilanzergebnisse gegliedert nach
  - Flächenbedarf Forst-/Wald, Agrar, Bergbau, Deponie, sonstige
  - Zuordnung zu einer Natürlichkeitsklasse (Hemerobieklassen)

[10] Der Bezug zur zitierten Literatur ist solange gültig, bis eine Aktualisierung, wie in Abschnitt 4 ausgeführt, vorliegt.

- Aussagekraft der Sachbilanzergebnisse über den gesamten Lebensweg aggregiert und in der Sektoralanalyse
- Ergebnisse der Wirkungsabschätzung: Kritische Diskussion des Naturfernepotenzials gegliedert nach Forst-/Wald, Agrar, Bergbau, Deponie, sonstige)
- Kritisch Diskussion des Naturfernepotenzials gegliedert nach Materialerzeugung und Energieerzeugung.
- Aussagekraft des über den gesamten Lebensweg aggregierten Wirkungskategorie-Indikatorergebnisses und in der Sektoralanalyse

7. Literatur

[Baitz et al. 2000] Baitz, M., Fehrenbach, H., Giegrich, J., Kreißig, J., Schweinle, J. (2000): Verifizierung verschiedener Methoden zur Wirkungsabschätzung des Wirkkriteriums Naturrauminanspruchnahme / Landnutzung / Landverbrauch. Im Auftrag der Deutschen Gesellschaft für Holzforschung (DGfH), München

[Baitz 2002] Baitz, M.: Die Bedeutung der funktionsbasierten Charakterisierung von Flächen-Inanspruchnahmen in industriellen Prozesskettenanalysen. Phd-Thesis, University of Stuttgart, 2002. See www.shaker.de (German).

[Beck et al. 2010] Beck, T., Bos, U., Wittstock, B., Baitz, M., Fischer, M., Sedlbauer, K.: LANCA® Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report; Fraunhofer IBP (2010)

[BIfA / IFEU / Flo-Pak 2002] Würdinger, E., Roth, U, Wegener, A., Reinhardt, G., Detzel, A., Fehrenbach, H, H., Vogt, R., Giegrich, J., Patyk, A., Möhler, S. (2002): Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol; Gefördert mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Augsburg, Heidelberg, Herbrechtingen 2002

[Brandao und Mila i Canals et al. 2012] Brandao, Miguel; Mila i Canals, Llorenc (2012). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. Int J Life Cycle Assess DOI 10.1007/s11367-012-0381-3

[Brentrup et al. 2002] Brentrup, F.; Küsters, J.; Lammel, J.; Kuhlmann, H. (2002). Life cycle impact assessment of land use based on the hemeroby concept. Int.J.LCA 7(6), 339 - 348

[Bringezu et al. 2014] Bringezu, S., Schütz, H., Pengue, W., Brien, M. O., Garcia, F., Sims, R., … Weiss, J. (2014). Assessing Global Land Use: Balancing Consumption with Sustainable Supply. UNEP International Resource Panel

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[Coleman und Jenkinson 1999] Coleman K and Jenkinson DS (1999) RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil : Model description and windows users guide : November 1999 issue. Lawes Agricultural Trust Harpenden. ISBN 0 951 4456 8 5

[de Baan et al. 2013] de Baan, Laura; Alkemade, Rob, Koellner, Thomas. Land use impact on biodiversity in LCA: a global approach. Int J Life Cycle Assess (2013) 18:1216–1230.

[Electris et al. 2009] Electris, C., P. Raskin, R. Rosen, and J. Stutz (2009). The Century Ahead: Four Global Scenarios. Technical Documentation. Tellus Institute; 2009.

[Fehrenbach 2000] Fehrenbach, H.: Operationalisierung der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung unter besonderer Berücksichtigung landwirtschaftlich genutzter Flächen; internes Arbeitspapier des IFEU; Heidelberg 2000

[Fraunhofer Institut] Fraunhofer Institut für Bauphysik IBP, Stuttgart. Projektleiter: Jan Paul Lindner

[Giegrich und Sturm 1996] Giegrich, J., Sturm, K.: Methodenpapier zur Naturraumbeanspruchung für Waldökosysteme; Materialband zu Ökologischer Vergleich graphischer Papiere; UBA Vorhaben FKZ Nr. 103 50 120; 1996

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IPCC 2003] Good practice guidance for land use, lande-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Kanagawa, Japan

[IPCC 2006] 2006 IPCC Gudelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the Intergovernmental Panel on Climate Change. Kanagawa, Japan

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data

System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability 2012). Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2012

[Kauertz et al. 2011] Kauertz, B., Detzel, A., Volz, S.: Ökobilanz von Danone Activia-Verpackungen aus Polystyrol und Polylactid. IFEU-Heidelberg 2011 im Auftrag der Danone GmbH . Anhang

[Klöpffer und Renner 1995] Klöpffer, W.; Renner, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. UFO-Plan Nr.: 100 01 102. Bericht der C.A.U. GmbH an das Umweltbundesamt, Berlin Mai 1994. Aufgenommen in UBA Texte 23/95: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung – Berlin [UBA 1995]

[Köllner 2000] Köllner, T. Species-pool Effect Potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate J. Cleaner Prod. 8(4) 293 – 311 (2000)

[Koellner et al. 2012] Koellner, Thomas; de Baan, Laura; Beck, Tabea; Brandao, Miguel; Goedkoop, Mark; Margni, Manuele; Mila I Canals, Llorenc; Müller-Wenk, Ruedi; Weidema, Bo; Wittstock, Bastian (2012). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. Int J Life Cycle Assess DOI 10.1007/s11367-012-0392-0

[Koellner et al. 2013] Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandao, M.; Civit, B.; Margni, M.; Milà i Canals, L.; Saad, R.; Maia de Souza, D.; Müller-Wenk, R.: UNEP-SETAC Guideline on Global Land Use Impact Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services in LCA. Int. J. Life Cycle Assess. 18(6) 1188-1202 (2013)

[Lindeijer et al. 1998] Lindeijer, E.; M. van Kampen; P.J. Fraanje; H.F van Dobben; G.J.Nabuurs; E.P.A.G. Schouwenberg; A.H.; Prins; N. Dankers & M.F.Leopold (1998). Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA. Report W-DWW-98-059. Publicationseries raw materials 1998/07. Ministery of transport, public works and water management, Delft.

[Mila I Canals et al. 2007] Mila i Canals,Llorenc; Romanya, Joan; Cowell, Sarah J. (2007). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of “fertile land” in Life Cycle Assessment (LCA). Journal of Cleaner Production 15 (2007) 1426-1440.

[Carus et al. 2014] Carus, M., Raschka, A., Fehrenbach, H., Rettenmaier, N., Dammer, L., Köppen, S., … Reinhardt, J. (2014). Ökologische Innovationspolitik - Mehr Ressourceneffizienz und Klimaschutz durch nachhaltige stoffliche Nutzungen von Biomasse. Im Auftrag des Umweltbundesamt (UBA), FKZ Nr. 3710 93 109.

[Saad et al. 2011] Saad, Rosie; Margni, Manuele; Koellner, Thomas; Wittstock, Bastian; Deschenes, Louise. Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within canadian context. Int J Life Cycle Assess (2011) 16:198 - 211

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000. (Kapitel 3.2.3.6 (S. 156ff)

[Waldhardt 1999] Waldhardt,R., Fuhr-Boßdorf, K., Otte, A., Schmidt, J., Simmering, D.: 1999: Typsierung, Lokalisierung und Regionalisierung einer periphreen Kulturlandschaft; Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40: 246-252

Anhang I Überlegungen zum Zeitbezug

Der im bestehenden UBA Konzept implizit bestehende zeitliche Bezug bedarf einer Klarstellung. Der Ansatz berücksichtigt, ob das zu bilanzierende Produkt pro funktionelle Einheit eine bestimmte Fläche beansprucht und damit deren Qualität (Hemerobie) im Zeitraum der Beanspruchung bestimmt. Wie lange diese Beanspruchung zur Erzeugung der Produkteinheit andauert und wie die Fläche vorher und wie nachher beschaffen ist, liegt bei diesem Ansatz außerhalb der Betrachtung. Es geht um die Beurteilung der Flächenqualität wie sie vorliegt, nicht wie sie einmal gewesen ist oder in Zukunft spekulativ sein könnte. Es geht um „Landnutzung“, nicht um „Landnutzungsänderung“.

Grundsätzlich gibt es zwei gedankliche Ansätze den Zeitbezug zu integrieren:

1. Flächennutzung pro Zeiteinheit [m^2/a]: dadurch wird dem Aspekt Sorge getragen, dass man in einem Zeitrahmen nur eine begrenzte Fläche zur Verfügung hat. Im gedanklichen Ansatz „Pro Zeiteinheit“ spielt somit die Effizienz eine Rolle.
2. Flächennutzung mal Zeiteinheit [m^2 * a]: dadurch wird dem Aspekt Sorge getragen, dass eine Beanspruchung zur Erzeugung des Produkte über längere Zeiträume erfolgen kann und daher die Flächenqualität über längere Zeiträume bestimmt.

Wenn ein Zeitbezug in der Wirkungskategorie Landnutzung eingeführt werden soll, muss er in Kongruenz mit dem Schutzziel der„Vermeidung von Naturferne“ stehen. In dem Zusammenhang ist Frage nach dem relevanten Zeitraum zur Produktion einer definierten Biomasse relevant: Ist es der Umtriebszyklus eines Forsts, einer Plantage oder die Ackerbausaison? Wenn Sommerweizen von Einsaat bis Ernte eine kürzere Zeit benötigt als Winterweizen, ist ersterem dann ein längerer Zeitfaktor zuzurechnen?

Es ist sinnvoll Daten auf den Zeitraum von 1 Jahr zu beziehen und bei Bedarf diesbezügliche Allokationsregeln zu definieren, z.B.:

- Agrarsystem: Wenn innerhalb eines Jahres nur eine Weizenernte eingefahren werden kann, dann ist die belegte Fläche voll auf die Ernte anzurechnen. Gibt es zu allozierende Zwischenfrüchte, so wird die Fläche alloziert, der Bezug 1 Jahr bleibt bestehen. Analoge Regeln gelten für die Betrachtung von Fruchtfolgen.
- Wald/Forstsystem: Es wird vereinfachend nicht berücksichtigt, wie lange eine Baum wächst, bis er geschlagen wird, sondern auf wie viel Fläche 1 Tonne Holz (bzw. die Produkteinheit) pro Jahr zugewachsen ist.

Auf diese Weise ist es möglich, den Zeitbezug „1 Jahr“ für alle von einer definierten Fläche gewonnenen Produkte in die fortzuentwickelnde UBA-Methode einzubeziehen. Die

Primärdatenerhebung erfolgt demzufolge in der Einheit „Biomasseproduktion pro Fläche und 1 Jahr [kg/m^2*1a]“. Mit Bezug auf die funktionelle Einheit ergibt sich für die Landnutzung die Einheit [m^2*1a/fE].

Anhang II Vorschlag zu Charakterisierungsfaktoren

Zwei Schritte sind für die Ableitung von Charakterisierungsfaktoren für die Hemerobie-basierten Natürlichkeitsklassen notwendig:

1. Der Bestimmung der maximalen Spanne zwischen den Charakterisierungsfaktoren für die Flächenkategorien, die als Sachbilanzwerte auftreten.
2. Der Bestimmung der Abstände zwischen den Klassen.

Die **maximale Spanne** zwischen Flächenkategorien erstreckt sich zwischen der am wenigsten naturfernen Kategorie genutzter Fläche (das ist Kategorie II) und der unnatürlichen Fläche (Kategorie VII). Kategorie I spielt hierbei keine Rolle, weil sie per Definition keine Nutzung zulässt und daher in einer Lebenswegbilanz nicht als Sachbilanzgröße auftritt.

Die Ableitung des Faktors zwischen diesen beiden Kategorien erfolgt nach folgender Überlegung: Weltweit beträgt der Flächenanteil der Kategorie VII etwa 3% der Landoberfläche[11]. Die anteilsbezogene Relation zwischen Kategorie VII und der Summe der übrigen Kategorien beträgt somit 1: 33.

Der unten erläuterte empirische Ansatz zur Ableitung von Charakterisierungsfaktoren enthält die implizite Werthaltung, dass sich der derzeitige Flächenmix nicht zu weniger Naturnähe hin entwickeln sollte. Damit soll gleichfalls gewährleistet werden, dass das Produkt aus Fläche und Charakterisierungsfaktor der bestehenden Fläche VII nicht höher ausfällt als das Ergebnis für die gesamte übrige Landfläche, wenn diese der Klasse II entsprechen würde. Anders ausgedrückt: Die Gesamtwirkung der 3% nicht-natürliche Landfläche darf unter Anwendung der Charakterisierungsfaktoren nicht besser bewertet als die Gesamtheit der übrigen Fläche unter maximal naturnaher Nutzung. Ein engeres Verhältnis als 1:33 würde die dem Schutzziel folgende, bestmögliche, weltweite Flächengestaltung durch menschliche Nutzung schlechter bewerten als das aktuell bestehende Maß an Fläche VII. In Abb. 4 sind diese Zahlenverhältnisse grafisch veranschaulicht.

Die Gesamtspanne soll sollte folglich nicht geringer ausfallen. Deutlich größere Spannen dagegen sind mit Blick auf die Folgen für das Resultat wenig sinnvoll: die Faktoren konvergieren unterhalb der naturfernsten Klasse (VII) nur schneller gegen Null, die Unterschiede zwischen den Kategorien verschwinden schneller.

---

[11] Nach UNEP sind im Jahr 2012 2% der Landoberfläche der Welt überbaut (Bringezu et al. 2014). Unterstellt man ein weiteres Prozent devastierte Fläche ergeben sich 3% als Fläche der Qualität VII zum Vergleich: In der EU sind 8,8% überbaut (land used for residential, commercial and industrial purposes) http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Land_cover_and_land_use_statistics_at_regional_level#More_than_8.8.C2.A0.2.5_of_EU_land_used_for_residential.2C_commercial_and_industrial_purposes

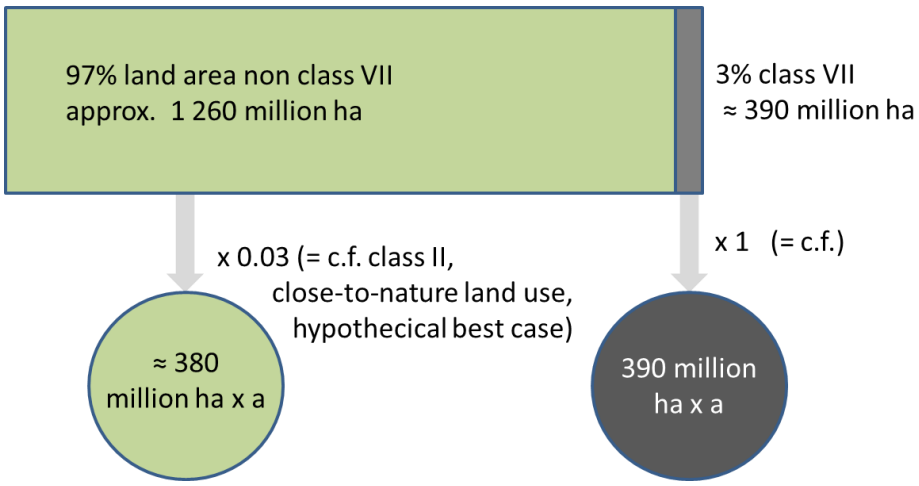


Abbildung 2: Relationen zwischen dem emprischen Anteil der Fläche VII an der Landfläche insgesamt und der restlichen Fläche multipliziert mit dem geringst möglichen Charakterisierungsfaktor

Die Frage lautet, wie stabil ist dieser empirische Bezugswert, der hier die maßgebliche Grundlage für den Charakterisierungsansatz bilden soll. Der für Fläche VII angesetzte Anteil von 3 % ist in diesem Zusammenhang in seiner Grobheit als mittelfristig robust zu werten. Dies wird jedoch vom politischen Handeln gegenüber der fortschreitenden Expansion von Siedlungsflächen abhängen [Bringezu et al. 2014]. Günstige Szenarien zeigen aber, dass auch in 2050 die Siedlungsfläche bei entsprechender Raumentwicklung im Bereich von rund 3 % liegen kann [Electris et al 2009].

Für die Festlegung der numerischen **Abstände zwischen den Faktoren** jeder Kategorie gibt es grundsätzlich mehrere Möglichkeiten, z.B. linear mit gleichen Abstandsbeträgen oder exponentiell mit progressiven Abständen oder gezielt gesetzte Unterschiede. Gegen die lineare Option spricht folgende Überlegung: der „qualitative Sprung“ zwischen VII (Versieglung) und VI (Intensivlandwirtschaft) ist als weitgreifender aufzufassen als der Sprung zwischen III (bedingt naturnah) und II (naturnah).

Denkbar wäre also, zwischen VII und VI einen großen Sprung zu setzen (z.B. Faktor 10) und die verbleibenden Abstände mehr oder weniger äquidistant von 0,1 bis 0,5 zu verteilen. Dies würde zwar den diesen einen Sprung stark hervorheben, gleichzeitig aber die Unterschiede zwischen alle anderen Kategorien minimieren - v.a. zwischen VI (Intensivlandwirtschaft) und V (strukturierte, weniger intensive Agrarlandschaft).

Diese Nachteile der beiden genannten Möglichkeiten können durch den Ansatz einer einfachen exponentiellen Funktion ausgeräumt werden. Dabei erweist sich als vorteilhaft, dass eine schlichte Verdopplung, bzw. Halbierung der Schrittabstände von II bis VII zu einer

Relation 1:32 und damit nahezu genau auf 1:33 führt – und damit ziemlich genau den als Orientierungswerts herangezogenen Weltflächenanteils der Fläche VII trifft.

Die „Zufälligkeit“ der „praktischen“ Eignung der Verdopplungs- bzw. Halbierungsschritte lässt sich auch empirisch unterstützen. Die exponentiell größere Nähe der naturnahen Nutzungsklassen (II, III) zu Klasse I (Charakterisierungsfaktor Null) spiegelt sich auch wider in den exponentiell längeren Zeiträumen, die die Entwicklung von diesen naturnäheren Flächen benötigen. Um von einer bebauten, versiegelten (Klasse VII) Fläche wieder einer Ackerfläche (Klasse VI) zu gelangen, braucht es bei entsprechendem menschlichen Eingreifen in der Größenordnung etwa 5 Jahre.[12] Die Entwicklung naturnäherer Landwirtschaftsformen, z.B. von artenreichem Grünland (Klasse IV) benötigt etwa 40 Jahre [Waldhardt 1999]. Gehölzstrukturen und Wälder benötigen mehr als 100 Jahre und umso länger je naturnäher. Mit dieser Beobachtung würde eine Verdopplung der Faktoren mit Klasse II beginnend durchaus korrespondieren.

Ab einer bestimmten Hemerobiestufe ist es nicht mehr trivial oder sogar unmöglich durch menschliches Eingreifen die nächste Natürlichkeitsstufe zu erreichen, da die standortspezifische natürliche Sukzession zwar gefördert aber nicht ersetzt werden kann. Die Charakterisierungsfaktoren in der hier gewählten Spreizung spiegeln den Aufwand zum Erreichen einer größeren Naturnähe: Die Optimierung von Naturnähe ist umso aufwändiger wird, je natürlicher ein System bereits ist. Die Charakterisierungsfaktoren berücksichtigen somit die anthropogen geförderte Entwicklungsdauer von Ökosystemen hin zu größerer Naturnähe und geben implizit Hinweise zum Aufwand der Umsetzung von Verbesserungspotentialen.

[Brentrup et al. 2002] haben für das von ihnen entwickelte Hemerobieklassensystem gleichfalls Charakterisierungsfaktoren vorgeschlagen, die von der Grundidee dem oben beschriebenen Vorschlag nahekommen. Ihr Ansatz zielt jedoch auf die lineare Option, sodass bei den zehn Klassen ihres Systems bei einer Spanne von 1 bis 0 jeweils gleichmäßige Abstände von 0,1 gesetzt werden.

In Abb. 3 sind die verschiedenen Optionen für die Charakterisierungsfaktoren anschaulich darstellt.

[12] Von selbst, ohne Eingreifen des Menschen, würde die Natur selbstverständlich nicht eine Ackerfläche entwickeln sondern abhängig vom Biom/Biotop z.B. über Ruderalvegetationen und allmählichen Vorwaldsukzessionen in Waldstrukturen übergehen.

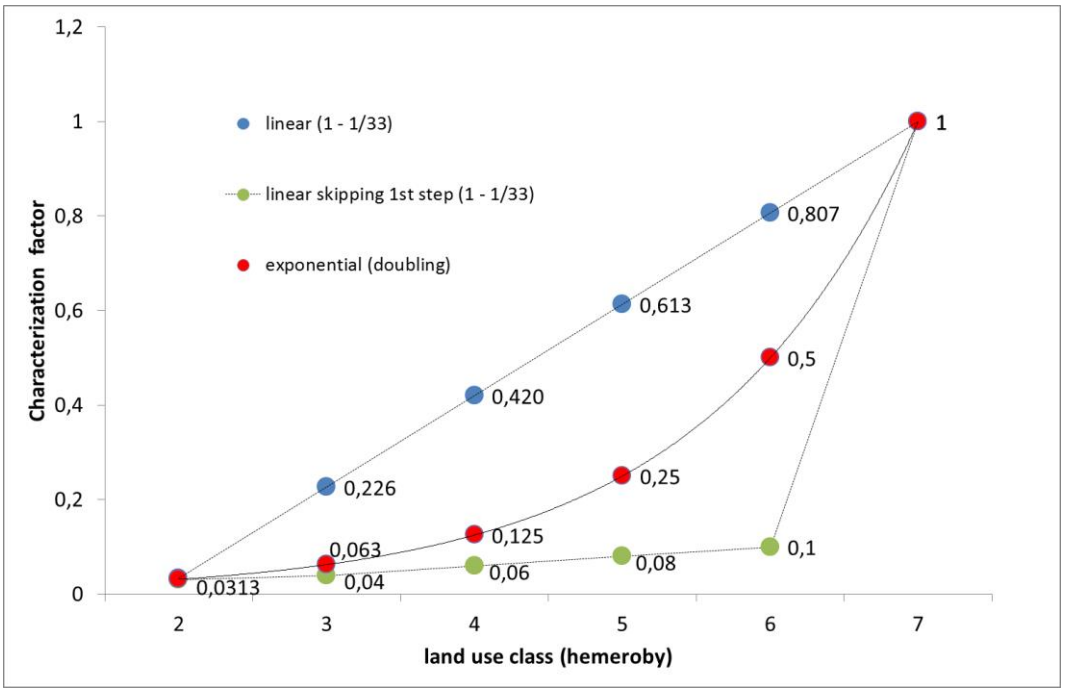


Abbildung 3: Charakterisierungsfaktoren für die einzelnen Hemerobieklassen nach verschiedenen Vorgehensweisen

Diese Vorgehensweise führt für die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ zu einem Wirkungskategorie-Indikator Naturfernepotenzial [m^2e * 1 a] mit folgenden Charakterisierungsfaktoren:

Hemerobiestufe	VII => 1,0	[m^2e * 1a /m^2]
Hemerobiestufe	VI => 0,5	[m^2e * 1a /m^2]
Hemerobiestufe	V => 0,25	[m^2e * 1a /m^2]
Hemerobiestufe	IV => 0,125	[m^2e * 1a /m^2]
Hemerobiestufe	III => 0,0625	[m^2e * 1a /m^2]
Hemerobiestufe	II => 0,0313	[m^2e * 1a /m^2]

Anhang 3

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Süßwasserbeanspruchung

Inhalt

1 Das Umweltproblemfeld 2
2 Struktur des erforderlichen Indikators 3
3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 7
3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen 8
3.2 CML 2002 9
3.3 JRC 2011 9
3.4 ReCiPe 2008 11
3.4 GPPS 2011 11
3.6 Impact 2002+ 12
3.7 Pfister et al. 2009 und Ridoutt und Pfister 2012 12
3.7.1 Consumptive Water Use (CWU) 12
3.7.1.1 Ableitung des WSI_i 13
3.7.1.2 Bildung des Wirkungskategorie-Indikators CWU 15
3.7.2 Degradative Water Use (DWU) 15
3.8 Einblicke in aktuelle Forschungsansätze 16
3.9 ISO 14046 - Water Footprint 17
4 Empfehlungen 18
5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 21
6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 22
7. Literatur 25

Begriffsdefinitionen

Die Begriffe Wasserverbrauch und -nutzung werden in der Fachliteratur nicht einheitlich verwendet. Im nachfolgenden wird daher definiert, wie die Begrifflichkeiten in diesem Papier verwendet werden.

Wassernutzung	Dieser Begriff umfaßt hier die Wassermenge, die dem Reservoir entnommen und in der der Technosphäre eingesetzt wird. D.h. erfaßt wird die gesamte eingesetzte Wassermenge, unabhängig davon, wieviel davon wieder in das Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wird. Nicht berücksichtig wird unter diesem Begriff die Nutzung von Wasser innerhalb des Reservoirs (z.B. Wasserkraft oder Schiffstransport).
Wasserverbrauch	Wassermenge, die einem Reservoir entnommen und nicht in das gleiche Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wurde. D.h. erfaßt wird Wasser, das evaporiert/evapotranspiriert, in das Produkt integriert oder in ein anderes Wassereinzugsgebiet überführt wurde.
Wasserverknappungspotential	ist der im Folgenden empfohlene Midpoint-Indikator. Es berechnet sich aus dem genutzten Wasservolumen multipliziert mit dem regionalen Wasserstressindex (vgl. Kapitel 3.7).

1 Das Umweltproblemfeld

Da die Verfügbarkeit von Süßwasser hinreichender Qualität in vielen Regionen der Erde zunehmend ein Problem für Ökosysteme, Tiere, Pflanzen und den Menschen darstellt, ist die anthropogene Süßwasserbeanspruchung vor dem Hintergrund regional unterschiedlicher Wasserverfügbarkeit ein wichtiges Umweltproblemfeld geworden. Bei hoher Beanspruchung mit gleichzeitig geringer Verfügbarkeit kann sich eine Knappheitssituation mit unterschiedlichsten ökologischen Wirkungen ergeben. Wirkungen, die sich aufgrund von Wasserknappheit ergeben werden oft unter dem Oberbegriff „Wasserstress“ zusammengefaßt. [1]

1 Im Gegensatz zu mineralischen und fossilen Ressourcen hat die Knappheit von Wasser unmittelbare Auswirkungen auf die Überlebensfähigkeit aller Lebewesen. Insofern ist in diesem Fall die Knappheit nicht als ökonomisches oder soziales Problem der anthropozentrischen Technosphäre einzuordnen (vgl. Themenpapier Ressourcenbeanspruchung).

Bezüglich der Qualität müssen auch die Ozeane zunehmend adressiert werden, was allerdings hier nicht verfolgt wird.

Die Verwendung eines Endpoint-Indikator[2] ist problematisch, da Wasser die Basisvoraussetzung für intakte Ökosysteme und das Leben an sich ist. Daher müsste ein Endpoint-Indikator entweder

- sehr breit aufgestellt sein, da das Schutzgut das Leben an sich ist, was in dieser Komplexität nicht handhabbar ist; oder
- ein ausgewähltes Schutzgut adressieren (Werthaltung), das durch einige Midpoint Indikatoren beschreibbar ist, die über einen Algorithmus zu einem Endpoint-Indikator aggregiert werden können (Werthaltungen); oder
- ein ausgewähltes Schutzgut adressieren (Werthaltung), das ohne Berücksichtigung von Wirkungsnetzen (Werthaltung) über verkürzte Kausalketten mathematisch mit den Sachbilanzergebnissen verknüpft wird.

Im vorliegenden Projekt werden Indikatoren auf Midpoint Ebene untersucht (vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung, Kapitel 1.2.1). Als Midpoint-Indikator bietet sich die Wasserknappheit an, die möglichst regional und differenziert nach Wasserarten behandelt werden sollte. Wasserknappheit kann eine Fülle von Folgewirkungen für Menschen und Umwelt haben. Die regionalspezifische Ausgestaltung ist in diesem Falle sinnvoll, da Wasser nicht global ohne hohen Energieeinsatz verteilt werden kann. Die diesbezügliche Datenlage ist derzeit i.d.R. aus der Sachbilanz heraus nicht verfügbar. Selbst die Angaben zu genutzten Wasservolumina sind meistens wenig belastbar. Wenn allerdings ein Indikator mit klarem Datenanforderungsprofil festgeschrieben ist, wird sich die Datenlage verbessern. Hinsichtlich Wasserverfügbarkeit ist Rückgriff auf Datenbanken und Modelle möglich z.B. WaterGAP2 [Alcamo et al. 2003].

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Die derzeit veröffentlichten wissenschaftlichen Ansätze zur Berücksichtigung der Wassernutzung (water use) bzw. des Wasserverbrauchs (water consumption) im LCA Kontext erstrecken sich von der einfachen Berücksichtigung der Wassernutzung auf Sachbilanzebene bis hin zu komplexeren Methoden zur Wirkungsabschätzung.

2 Midpoint-Indikator: Adressiert eine Primärwirkung. Die Kausalität der Wirkung ist idealerweise naturwissenschaftlich und ohne Einfluss von Werthaltungen aus der Sachbilanz abzuleiten.
Endpoint-Indikator (Auch Damage Indicator, Area of Protection oder Safeguard Subject genannt): Adressiert Folgewirkungen (Sekundär,- Tertiärwirkungen,- u.s.w.). Die Bezugnahme auf das Schutzgut impliziert die Integration von Werthaltungen. Ausgewählte Midpoint Indikatoren werden so aggregiert, dass zum genau definierten Schutzgut eine Aussage möglich ist. Die Problematik liegt in der Notwendigkeit der Auswahl weniger Kausalketten zur Adressierung des Schutzgutes aufgrund eingeschränkter Datenlage. Das Schutzgut ist i.d.R. so definiert, dass die verfügbaren Daten eine Abbildung erlauben.

Die einfache Aufsummierung des genutzten Wasservolumens entlang der Wertschöpfungskette auf Sachbilanzebene greift zu kurz, da die Wasserknappheit nicht berücksichtigt wird, was somit leicht zu einer Fehlinterpretation der Ergebnisse führen kann.

Die publizierten komplexeren Methoden der Wirkungsabschätzung, die i.d.R. im Kontext der Diskussionen um den „Water Footprint“ stehen, zeigen zwei Entwicklungslinien [Berger und Finkbeiner 2010, 2012]:

- Primärwirkung: volumetrisch-orientierte Knappheitsindikatoren (ohne und mit qualitativen Aspekten)
- Sekundärwirkung: z.B. Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit oder Beeinträchtigung von Ökosystemen.

Der erforderliche Differenzierungsgrad auf Sachbilanzebene ist bei den Methoden unterschiedlich.

Ein **volumetrisch-orientierter Knappheitsindikator unter Einbeziehung der regionalen Wasserknappheit** als Midpoint-Indikator ist im vorliegenden Projekt zielführend.

Ein Charakterisierungsfaktor auf midpoint Ebene als Verknappungsfaktor R in einer Region i, der allein die Quantität berücksichtigt, lässt sich z.B. nach folgender Formel aufbauen:

$$R_i\ [1/a] = (\text{Jahresverbrauch}_i\ [m^3/a] - \text{Neubildungsrate}_i\ [m^3/a]) / \text{Reserven}_i\ [m^3]$$

Neubildungsrate und Reserven sind schwer quantifizierbar, der Rückgriff auf Datenbanken ist möglich.

Zur **Festlegung des in der Wirkungsabschätzung berücksichtigten Wasservolumens**, das in diesem Schritt mittels regionalspezifischer Verknappungsfaktoren charakterisiert wird, sind unterschiedliche Sichtweisen möglich, die entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis haben. Der Unterschied liegt darin, ob und wenn ja, in welcher Weise, in die Umwelt zurückgeführtes Wasser vom Wasserinput subtrahiert werden soll oder nicht. Diese Entscheidung muss in Übereinstimmung mit dem Ziel der Studie getroffen werden, im vorliegenden Projekt also „Erarbeitung einer Ökobilanz als eine wichtige Entscheidungsgrundlage im Kontext der Verpackungsverordnung“. Da das Umweltbundesamt in [UBA, 1995, 1995a, 1999, 2000] Wasser als nicht knappe Ressource behandelt hat (vgl. Zwischenbericht zu Phase 1) und demzufolge kein Rückgriff auf eine abgestimmte umweltpolitische Zielsetzung möglich ist, stellen die Auftragnehmer, ungeachtet der erforderlichen Entscheidung des UBA, nachfolgend die in diesem Projekt gewählte Sichtweise vor:

Wasser wird zunächst als Ressource aus unterschiedlichen Reservoirtypen der Umwelt entnommen, in industriellen Systemen (technische Systeme und Agrarsysteme) genutzt und

danach, i.d.R. in einer anderen Qualitätsstufe als bei der Entnahme, wieder in die Umwelt abgegeben. Wasser ist in der Umwelt über den Wasserkreislauf mobil (unterschiedliche Aggregatzustände, unterschiedliche Reservoirtypen wie Fluss, See, regeneratives und fossiles Grundwasser, Meer) und Medium für biologische Prozesse.

Wasser wird im eigentlichen Sinne (als H_2O) also nicht verbraucht[3], allerdings können sich im Verlauf der Wassernutzung der Aggregatzustand, der Reservoirtyp sowie die Wasserqualität ändern. Wird also von Wasserverbrauch gesprochen, muss klar definiert werden, was darunter zu verstehen ist. Wassernutzung dagegen bezieht sich auf das aus einem definierten Reservoirtyp entnommene und in der Technosphäre genutzte Wasservolumen.

Die Auswahl eines volumetrisch orientierten Knappheitsindikators erfordert daher Entscheidungen über die Systemgrenze von Wasserentnahme und Wasserrückgabe in allen berücksichtigten Modulen. Adressiert wird nachfolgend Süßwasser.

Im Kontext der Bewirtschaftung von Gewässern wurden in der EU Wasserrahmenrichtlinie Wassereinzugsgebiete als sinnvolle Einheit gewählt. Wird als geographische Systemgrenze das Wassereinzugsgebiet zu Grunde gelegt, kann argumentiert werden: Wasser, das im Wassereinzugsgebiet verbleibt, ist nicht verbraucht. Es wurde allerdings genutzt.

Modelle zur Abbildung regionaler Knappheitsindikatoren, die in Datenbanken hinterlegt sind, berücksichtigen i.d.R. Wassereinzugsgebiete, was sinnvoll ist. Einige Methoden, die im Kontext der Diskussion um den Waterfootprint entwickelt wurden und werden, verfolgen den Ansatz Wassereinzugsgebiete als geographische Systemgrenze ebenfalls zur Kalkulation des zu berücksichtigen Wasservolumens zu Grunde zu legen. Diese Sichtweise erfordert auf Sachbilanzebene sehr differenzierte Daten.

In der **ökobilanziellen Praxis** ist der Eingriff industrieller Systeme in den Wasserhaushalt eines Wassereinzugsgebiets allerdings nicht sachgerecht abzubilden. Um sachgerecht entscheiden zu können in welchem Ausmaß aus einem Wassereinzugsgebiet entnommenes Wasser, nach dessen Nutzung und anschließender Rückgabe in das selbe Wassereinzugsgebiet, tatsächlich als Ressource in welchem Reservoir wieder verfügbar ist, sind sehr differenzierte Kenntnisse zu regionalen Gegebenheiten erforderlich: Ökosystemare, hydrologisch/hydrodynamische und geologische Randbedingungen müssen berücksichtigt werden. Diese Arbeiten sind Gegenstand von Forschungsprojekten.

Somit müssen hier pragmatische Einzelentscheidungen getroffen werden. Diese sollen anhand folgender **Beispiele** verdeutlicht werden:

---

3 Nicht berücksichtigt sind hier chemische Reaktionen, in denen H_2O Reaktand ist. Mengenmäßig spielt das i.d.R. keine wesentliche Rolle. Eine Ausnahme ist die chemische Wasserbindung in Zement, da es sich bei Zement um ein Massenprodukt handelt.

- Wasser wird als Trinkwasser über ein Wasserwerk bezogen (Mix aus 50% Talsperrenwasser und 50% Grundwasser – beides aus einem Wassereinzugsgebiet), als Prozesswasser genutzt und zu 100% über die kommunale Kläranlage in einen Fluss geleitet, der zum selben Wassereinzugsgebiet gehört wie der Grundwasserleiter und die Talsperre aus der das Wasser entnommen wurde. Mit diesem Fluss wird das Wasser Richtung Meer transportiert. In diesem Fall könnte argumentiert werden, dass die Wasserknappheit im Wassereinzugsgebiet nicht erhöht wird, da das Wasser im selben Wassereinzugesgebiet wieder eingeleitet wird. In der Sachbilanz wäre in diesem Beispiel der Input genauso groß wie der Output und demzufolge wäre in der Wirkungsabschätzung das Volumen „0 m^3“ zu charakterisieren. Es handelt sich ökobilanziell um eine Gutschrift. Man könnte in diesem Beispiel auch anders argumentieren: Das Grundwasser ist von einem Reservoirtyp in einen anderen (Oberflächenwasser) überführt worden. Zwar bleibt es im selben Wassereinzugsgebiet, allerdings wird es schnell daraus abtransportiert. Das Talsperrenwasser war Oberflächenwasser und wäre auch ohne die Nutzung ins Meer geflossen. Also wird nur der Grundwasseranteil in der Wirkungsabschätzung charakterisiert.
- Wasser wird zur Bewässerung von Agrarflächen genutzt. 50% Flusswasser und 50% Grundwasser. Das Wasser wird evapotranspiriert, es kann verdunsten, versickern oder oberflächlich ablaufen. Das versickerte und oberflächlich abgelaufene Wasser verbleibt im Wassereinzugsgebiet (möglicherweise auch atmosphärisches Wasser), wie viel allerdings nach der Nutzung in welchem Reservoirtyp vorhanden ist, ist nicht einfach zu quantifizieren. Der worst case wäre hier die Berücksichtigung der gesamten Wassereinsatzmenge.
- Firma A stellt an einem großen See ein Produkt her, für das eine große Menge Wasser benötigt wird. Der Anteil des verdampften und des im Produkt verbleibenden Wassers ist sehr gering. Diese annähernd gleich große Menge wird als (gereinigtes) Abwasser direkt in den See zurück geleitet. Firma B am gegenüberliegenden Ufer stellt ein anderes Produkt her, benötigt die gleiche Menge Wasser. Ein großer Teil des entnommenen Wassers verdampft im Produktionsprozess und wird im Produkt inkorporiert. Wird die Wasserrückführung nicht berücksichtigt kommt es in diesem Fall zu einer Gleichbehandlung der Wasserentnahme.

Die Beispiele zeigen, dass zur sachgerechten Entscheidung darüber, ob eine industrielle Aktivität bezüglich der Wasserknappheit in einem Wassereinzugsgebiet relevant ist, mehr Informationen erforderlich sind als allein die Angabe des geographischen Orts. Informationen zu regionalen Wasserhaushalten können in spezifischen Forschungsprojekten erhoben werden, nicht hingegen in der ökobilanziellen Praxis. Daher empfehlen die Auftragnehmer ebenso wie in anderen Wirkungskategorien die Abbildung des Wirkungspotenzials bezüglich

Wasserknappheit unter Berücksichtigung des genutzten Wasservolumens (im Folgenden als **Wasserverknappungspotenzial** bezeichnet). Damit wird der Blick von der in der ökobilanziellen Praxis nicht zu behandelnden ökosystemaren Betrachtungsebene wieder zurück gelenkt auf die zu untersuchenden Produktsysteme. Der sparsame Einsatz von Süßwasser in der Technosphäre wird abgebildet.

Unter der Prämisse, dass das umweltpolitische Ziel der sparsame Umgang mit Süßwasser ist und somit durch Minimierung des Wassereinsatzes, z.B. durch Kreislaufführung oder bedarfsgerechte Bewässerungssysteme, der Wasserknappheit entgegen gewirkt wird (weniger ist besser), spiegelt die Berücksichtigung des eingesetzten Wasservolumens (=Wasserentnahme; Rückführungen werden nicht abgezogen) das Wasserverknappungspotenzial wieder. Es handelt sich um eine worst case Betrachtung, vergleichbar mit dem Versauerungspotenzial auf der Basis von Emissionen ohne Berücksichtigung regionaler Pufferkapazitäten von Böden oder Gewässern nach Immission der Säureäquivalente.

Die Quantifizierung des genutzten Wassers einer definierten Qualität ist in industriellen Systemen relativ einfach möglich über den Rückgriff auf die Gliederung der Daten zur Bildung betrieblicher Umweltkennzahlen im Rahmen von Umweltmanagementsystemen. In Agrarsystemen ist eine Entscheidung darüber zu treffen, ob das Regenwasser, was direkt auf die Anbauflächen fällt, in die Kalkulation einfliesen soll (grünes Wasser).

Qualitative Aspekte, d.h. der Grad der Qualitätsverschlechterung aufgrund der Nutzung, werden in einer vollständigen Ökobilanz durch andere Wirkungskategorien abgebildet (Versauerung, Eutrophierung, Humantoxizität, Ökotoxizität). In der Kommunikation eines Water Footprint dagegen, als Berichterstattung eines einzigen Indikators, muss die Qualität eine Rolle spielen.

Es ist grundsätzlich wünschenswert, die Tatsache, dass durch die Qualitätsminderung die Verfügbarkeit sauberen Wassers für Nachnutzer beeinträchtigt ist, in die Betrachtungen einzubeziehen. Jedoch wird dieser Aspekt auf Grund des erheblichen Aufwandes in der diesbezüglichen Datenerhebung und der bis dato ungeklärten methodischen Fragen in diesem Projekt nicht weiter verfolgt.

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Süßwasserbeanspruchung“, in vielen Publikationen auch „Wasserstress“ genannt (vgl. Kapitel 4.2).

Tabelle 1: ausgewählte Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie "Süßwasserbeanspruchung"

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	Sachbilanzebene: Prozesswasserverbrauch [m^3] ; nicht gegliedert nach Wasserarten
[CML 2002] + Aktualisierungen	nicht explizit adressiert
[JRC 2011]	[Frischknecht et al. 2009]: Methode der ökologischen Knappheit Wirkungskategorie-Indikator: Umweltbelastungspunkte [UBP] Charakterisierungsfaktor: [UBP/m^3_i]
[ReCiPe 2008] Aktualisierungen	Volumen (m^3) gegliedert nach Wasserarten (Sachbilanzebene); Wirkungskategorie-Indikator: Süßwasserverknappung : [m^3] Charakterisierungsfaktor für alle Wasserarten: [1 m^3/m^3_i]
[GPPS 2011]	Süßwasserverbrauch (m^3); Rückgriff auf Sachbilanzebene
[Impact 2002+]	nicht adressiert

Ergänzend:

[Ridoutt & Pfister 2009, 2012]	Abbildung regionaler Wasserknappheit Wirkungskategorie-Indikator: Consumptive Water Use [CWU] Charakterisierungsfaktor: Wasserstressindex: WSI_i/WSI_{global} [m^3 H_2Oe/m^3_i]
Aktuelle Forschungsansätze	siehe 3.8
[ISO/DIS 14046]	siehe 3.9

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen

In UBA [1995] und [UBA 1999] wird das Thema Wasser nicht adressiert. In [UBA 1995a] wurde der Prozesswasserverbrauch (genutztes Wasser) als Sachbilanzgröße (m^3) ausgewertet, in [IFEU 1999] und [IFEU 2000] ebenfalls. [UBA 2000] behandelt Wasser nicht

als knappe Ressource. Bezüglich der qualitativen Aspekte wird auf die Wirkungskategorien verwiesen, die die Reinheit von Wasser betreffen. Der Sachbilanzindikator wurde nicht adressiert.

Ab [IFEU 2010a] wird der kumulierte Prozesswasserverbrauch (genutztes Wasser [m^3]) als Sachbilanzparameter wieder ausgewertet. Das ist vermutlich im Zusammenhang mit der sich entwickelnden Diskussion zum „Water Footprint“ zu sehen, explizit wird allerdings nicht darauf eingegangen.

3.2 CML 2002

Die Wassernutzung wird im CML-Handbuch [CML 2002] nicht explizit erwähnt. In [ReCiPe 2008] (vgl. Abschnitt 3.2) ist allerdings folgender Verweis enthalten:

> The report should be seen in a context of the availability of two major Dutch systems of LCIA, the midpoint-oriented Handbook LCA by Guineé and co-workers (CML, Leiden University) and the endpoint-oriented Eco-indicator 99 by Goedkoop and co-workers (Pré Consultants, Amersfoort). Extensive co-operation with the RIVM ensures in a possible second phase access to the knowledge and the models of a whole range of environmental issues, from acidification to climate change.

Abbildung 3: Textpassage aus CML 2002

Insofern ist davon auszugehen, dass CML diese Variante ebenfalls nutzt.

3.3 JRC 2011

[JRC 2011, 2012] empfiehlt unter Vorbehalt die Methode der ökologischen Knappheit nach [Frischknecht et al. 2009] . Kern dieses Charakterisierungsmodells ist der Quotient aus Wasserverbrauch und Wasserangebot. Unter Wasserverbrauch wird jegliche Entnahme von Süßwasser für Produktions- oder Konsumprozesse verstanden (also die Wassernutzung). Nicht berücksichtigt wird Wasser, das von Wasserkraftwerken zur Stromerzeugung genutzt wird.

Vom Wasserangebot werden nur 20% berücksichtigt (kritischer Fluss). Das wird mit der Einschätzung der OECD begründet, bei Nutzung des Wasserangebots von <20% sei der Wasserstress moderat. Das Ergebnis wird quadriert, damit werden Unterschiede deutlicher sichtbar. Das Ergebnis wird als „Gewichtungsfaktor“ bezeichnet. Zum Wasserangebot in unterschiedlichen Regionen gibt es Daten in Datenbanken. Es werden keine Wasserqualitäten unterschieden:

$$\text{Gewichtung} = \left(\frac{\text{aktueller Fluss}}{\text{kritischer Fluss}}\right)^2 \qquad (10)$$

$$= \left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{(\text{Wasserangebot} \cdot 20\,\%)}\right)^2 \qquad (11)$$

$$= \left(\underbrace{\left(\frac{\text{Wasserverbrauch}}{\text{Wasserangebot}}\right)}_{\text{das Knappheits-Verhältnis}}\right)^2 \cdot \left(\frac{1}{20\%}\right)^2 \qquad (12)$$

Abbildung 1: Berechnung des Gewichtungsfaktors gemäß Schweizer Methode der ökologischen Knappheit [Frischknecht et al. 2009, 2013]

Ausgehend von diesem Wert wird auf Schweizer Verhältnisse normiert (Division durch 2,57 km^3/a – Süßwasserverbrauch Schweiz) und mit 10^{12} /a multipliziert um griffige Zahlen zu bekommen. Das Ergebnis (Charakterisierungsfaktor), genannt „Ökofaktor“, hat dann die Einheit Umweltbelstungspunkt/m^3. Die Sachbilanzdaten der Süßwassernutzung werden mit den regionalspezifisch aufgeschlüsselten Ökofaktoren multipliziert. Das Endergebnis hat die Einheit „UBP“ (Umweltbelastungspunkt).

Aus den Empfehlungen in [JRC 2011, 2012] geht nicht eindeutig hervor, ob als Indikator der Ökofaktor [UBP] – also die „Swiss Ecoscarcity Method“ - oder nur der Gewichtungsfaktor (In Abbildung 1 „Gewichtung“) zur Abbildung der Knappheit empfohlen wird.

Im Update der Methode [Frischknecht und Büsser Knöpfel 2013] wurde das beschriebene Grundprinzip beibehalten. Die Gewichtungsfaktoren, wie in Abbildung 1 definiert, sowie die Umweltbelastungspunkte sind für alle Länder und als Mittelwerte für Kontinente dokumentiert. Einem verfügbaren Google EarthTM Layers-Tool[4] sind regionale Knappheitsfaktoren des Süßwasserangebots als Quotient von Bruttoentnahme zum erneuerbaren Wasserangebot (bezeichnet als Wasserstress-Index[5]) zu entnehmen.

Neu aufgenommen wurde der Ansatz der “verbrauchenden Wassernutzung”, also Wasserentnahme abzüglich der Rückführung in dasselbe Wassereinzugsgebiet. Frischknecht et al. kommentieren kritisch, dass die Datenlage derzeit die belastbare Kalkulation der „verbrauchenden Wasserentnahme“ nicht ermöglicht. Hilfsweise wird der

4 Download eines entsprechenden GoogleTM Earth Layer zur Darstellung regionalisierter Wasserknappheiten, kompatibel mit der Methode der ökologischen Knappheit unter http://treeze.ch/projects/methodology-development/life-cycle-impact-assessment/ecological-scarcity-method-2006/

5 Die Definition des von Frischknecht et al. verwendeten Begriffs „Wasserstress-Index“ unterscheidet sich von derjenigen, die von [Pfister et al. 2009] verwendet wird (vgl. Abschnitt .3.7.1.1)

Anteil verbrauchender Süßwassernutzung von der gesamten Wasserentnahme mit 10% angesetzt, es wird damit also angenommen, dass 90% des Wassers in dasselbe Wassereinzugsgebiet zurückgeführt werden. Dieser Wert ist nicht abgeleitet.

JRC spricht auch eine Empfehlung für die Methode von [Pfister et al. 2009] aus (siehe Abschnitt 3.7 für weitere Erläuterungen). In einer aktuellen Studie empfehlen [Frischknecht et al. 2013a] diese Methode ebenfalls.

3.4 ReCiPe 2008

[ReCiPe 2008] berücksichtigt die Wassernutzung[6] im Sinne des Gesamtvolumens genutzten Wassers als Midpoint Indiktor. Es werden 4 Kategorien an Wasserarten unterschieden (Tabelle 2), die üblicherweise in ecoinvent Datensätzen enthalten sind. Es wird allerdings empfohlen, eine projektspezifische Anpassung der berücksichtigten Wasserarten vorzunehmen. Hier wird nur formal ein Charakterisierungsfaktor eingeführt (1 m^3/m^3), der die Wasserknappheit nicht adressiert. Der Informationsgehalt geht über die Sachbilanzebene (Wasservolumen in m^3) nicht hinaus.

Table 11.1: Midpoint characterisation factors for the midpoint impact category freshwater depletion. No end-point modelling is available at present.

Resources	$CF_{midpoint}$ (m^3/m^3)	$CF_{endpoint}$
Water, lake	1	NA*
Water, river	1	NA
Water, well, in ground	1	NA
Water, unspecified natural origin	1	NA
Water, unspecified natural origin (kg)	0.001†	NA

* *NA = not available*
† in m^3/kg

Abbildung 2: Kategorien zur Unterscheidung nach Wasserarten nach ReCiPe

3.4 GPPS 2011

Das Consumer Goods Forum [GPPS 2011] empfiehlt derzeit die Angabe des Süßwasserverbrauchs als Sachbilanzgröße (m^3). Wasserverbrauch enthält „Wasser im Produkt“, „Im Prozess evaporiertes Wasser“, „Wasser in festen Reststoffen“ und „Wasser, das nicht in dasselbe Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wird“. Die derzeit schlechte Datenlage zur Quantifizierung des so definierten Wasserverbrauchs wird diskutiert:

- Asymmetrie in der grundsätzlichen Datenverfügbarkeit zum Wasserverbrauch in unterschiedlichen Datensätzen;
- Asymmetrie bezüglich der Differenzierung nach Wasserarten;
- Mangelhafte Datenverfügbarkeit in regionaler Aufschlüsselung.

6 Die Schwierigkeiten, den Wasserverbrauch zu quantifizieren werden angesprochen.

Es wird darauf hingewiesen, dass der pragmatisch ausgewählte Sachbilanzindikator mit Vorsicht zu interpretieren ist.

3.6 Impact 2002+

In [Impact 2002+] wird Wassernutzung als Midpoint Category nicht adressiert und fließt somit auch in keine Endpoint Category ein.

3.7 Pfister et al. 2009 und Ridoutt und Pfister 2012

Die Methode nach [Pfister et al. 2009] und [Ridoutt und Pfister 2012] erlaubt neben der Berücksichtigung quantitativer (consumptive water use – CWU) auch die Einbeziehung qualitativer (degradative water use - DWU) Aspekte. CWU und DWU können zum Water Footprint [m^3 H_2Oe/fE] addiert werden. Bezüglich der Verwendung in einer Ökobilanz mit weiteren Wirkungskategorien weisen Ridoutt und Pfister auf Doppelzählungen bezüglich des DWU hin.

Zur Differenzierung des genutzten Wassers werden folgende Unterscheidungen gemacht:

- Blaues Wasser: Oberflächenwasser (Fluss, See, etc) und Grundwasser.
- Grünes Wasser: Über Pflanzen evaporiertes Wasser durch Nutzung von Niederschlag und Bodenfeuchte.
- Graues Wasser: Verdünnungswasser, um ein mit Emissionen kontaminiertes Wasservolumen auf eine definierte Qualitätsstufe zu verdünnen. Über die Einbeziehung des Volumens an „Grauem Wasser“ werden die qualitativen Aspekte abgebildet [Ridoutt und Pfister 2010]. Der grundsätzliche Ansatz folgt dem Konzept der „Kritischen Volumina“ [BUWAL 1991]. Ridoutt und Pfister haben diesen Ansatz 2012 modifiziert um die Entwicklungen der Fate-, Expositions- und Wirkungsmodelle zu berücksichtigen (vgl. 3.7.2).

3.7.1 Consumptive Water Use (CWU)

In die Kalkulation des CWU fließt nur Blaues Wasser ein. Dabei werden in der Berechnung die Inputs und Outputs berücksichtigt und nur derjenige Anteil des Oberflächen- und Grundwassers als „water consumption“ bezeichnet, der nicht in dasselbe Wassereinzugsgebiet zurückgeführt wird (Wasserverbrauch). Berücksichtigt wird nach Ridoutt & Pfister das Evaporations- und Evapotranspirationswasser sowie Wasser im Produkt. Nicht berücksichtigt wird von Ridoutt & Pfister die Überführung von Wasser in einen anderen Ressourcentyp (z.B. Grundwasser in Oberflächenwasser), was erhebliche Konsequenzen für die Praxis hat.

Im Falle landwirtschaftlicher Produktion von Pflanzen bedeutet das, dass Blaues Wasser als Beregnungswasser berücksichtigt wird, soweit es evaporiert oder evapotranspiriert und in den Produkten enthalten ist. Letzteres wird einen sehr kleinen Teil ausmachen.

Für das vorliegende Projekt sind also präzise Vorgaben zu machen, welche Sachbilanzdaten zugrunde gelegt und ob und wenn wie Inputs und Outputs miteinander verrechnet werden sollen (vgl. Abschnitt 2 und 5). Dabei könnte es problematisch sein, dass in Datenbanken auf Input Seite möglicherweise unter „water consumption“ bereits die Differenz von Input und Output dokumentiert ist.

Grünes Wasser (d.h. Niederschlag und Bodenfeuchte), das von der on-site Vegetation aufgenommen wird, wird explizit nicht in der Methode berücksichtigt, da dieses nach Meinung von Ridoutt & Pfister im Kontext der Wasserknappheit keine Rolle spielt. Änderungen im Wasserkreislauf (z.B. Grundwasserneubildung, Beeinflussung des Grundwasserhorizonts durch Vegetation) die durch Landnutzungsänderungen entstehen, werden explizit nicht berücksichtigt.

Als Charakterisierungsfaktor für den CWU wird der lokale Wasserstressindex (WSI_i) dividiert durch den globalen Mittelwert (WSI_{global}) verwendet.

3.7.1.1 Ableitung des WSI_i

Der Wasserstressindex WSI wurde von [Pfister et al. 2009] für ca. 10.000 Wassereinzugsgebiete in vier Schritten bestimmt[7]:

1) Der WSI basiert auf dem WTA (Withdrawals To Availability), einer häufig verwendeten Größe für lokale Wasserknappheit. Der WTA ist definiert als das Verhältnis der jährlichen Wasserentnahme (water use: WU) zur jährlich erneuerbaren Wasserverfügbarkeit (water availability: WA) im Wassereinzugsgebiet i:

   $$WTA_i = WU_i/WA_i \text{ [dimensionslos]}$$

   Datengrundlage für die Berechnung des WTA für jedes Wassereinzugsgebiet ist das WaterGAP2 Modell [Alcamo et al. 2003].

2) Monatliche und jährliche Variabilität der Niederschläge kann zu erhöhter Wasserknappheit in den Trockenperioden führen. Um diese saisonale Wasserknappheit zu berücksichtigen wurde der WTA mit dem Variationsfaktor (VF) korrigiert. Der VF wurde aus globalen Klimadaten aus dem Klimadatenset CRU TS2.0 abgeleitet, indem die monatliche und

7 Die Definition des von Pfister et al. verwendeten Begriffs „Wasserstress-Index“ unterscheidet sich von derjenigen, die von [Frischknecht et al. 2009] verwendet wird (vgl. Abschnitt .3.3)

jährliche Variabilität der Niederschlagsmengen statistisch analysiert und ein entsprechender Variationsfaktor für jedes Wassereinzugsgebiet berechnet wurde [Mitchell und Jones 2005].

3) Die saisonale Wasserknappheit kann durch Speicherstrukturen (z.B. Dämme) vermindert werden. Daher wurde der VF für solche Wassereinzugsgebiete, die nach [Nilson et al. 2005] stark regulierte Wasserflüsse (SRF) aufweisen, nochmals modifiziert (Wurzel von VF):

$$\mathrm{WTA}^* = \begin{cases} \sqrt{\mathrm{VF}} \times \mathrm{WTA} & \text{for SRF} \\ \mathrm{VF} \times \mathrm{WTA} & \text{for non} - \mathrm{SRF} \end{cases}$$

Abbildung 4: Aus [Pfister et al., 2009]

4) Wasserstress ist nicht linear zum WTA, daher wurde der WSI im letzten Schritt in eine Exponentialfunktion gebracht und angepasst, um für den WSI einen Wertebereich zwischen 0.01 und 1 zu erreichen.

$$\mathrm{WSI} = \frac{1}{1 + e^{-6.4 \cdot \mathrm{WTA}^*}\left(\frac{1}{0.01} - 1\right)}$$

Abbildung 4: Aus [Pfister et al., 2009]

Der dimensionslose WSI ist im Kontext des Charakterisierungsmodells ein Gewichtungsfaktor basierend auf der Knappheit. Von Pfister et al. wurde eine WSI-Liste mit Daten für ca. 10.000 Wassereinzugsgebiete sowie Daten auf nationaler Ebene publiziert, die direkt in Ökobilanzen anwendbar sind. Die WSI-Faktoren für Wassereinzugsgebiete sind über ein Google EarthTM Layers-Tool verfügbar, die Daten auf Länderebene als Excel-Datei[8]. Der regionale Bezug ist somit berücksichtigt. Das ist von Bedeutung, da Umweltauswirkungen von Wassernutzung von vielen räumlich unterschiedlichen Faktoren abhängen, wie beispielsweise Frischwasserverfügbarkeit und Nutzungsmuster in der untersuchten Region.

8 http://www.ifu.ethz.ch/ESD/downloads/EI99plus: Dort abrufbar als “Watershed level: kmz-file (for use in Google Earth)” und “Country level: XLS-file”

Der WSI spiegelt die regionale Süßwasserbeanspruchung und somit die vielfältigen ökologischen Wirkungen, die sich aufgrund von Wasserknappheit ergeben können.

3.7.1.2 Bildung des Wirkungskategorie-Indikators CWU

Der Indikator „consumptive water use (CWU)“ in der Einheit m^3 H_2Oe wird nach folgender Formel bestimmt:

$$\text{Indicator result for CWU}(H_2Oe) = \sum_i \frac{CWU_i \times WSI_i}{WSI_{global}} \quad (1)$$

Abbildung 5: Aus [Ridoutt und Pfister 2012]

Mit

- CWU_i [m^3_i]: Sachbilanzergebnis (Volumen des Wasserverbrauch in der Region i) bestimmt aus der Differenz von Input und Output gemäß Kriterium „Wechsel des Wassereinzugsgebiets“
- Charakterisierungsfaktor: Quotient aus Wasserstressindex (WSI_i) dividiert durch den globalen Mittelwert (WSI_{global}). Der dimensionslose Quotient WSI_i/WSI_{global} ist im Kontext des Charakterisierungsmodells ein Gewichtungsfaktor basierend auf der Knappheit mit der Einheit [m^3 H_2Oe/m^3_i].

Durch den Bezug auf den WSI_{global} ist im Charakterisierungsfaktor eine Normalisierung enthalten, die den Charakter des „Spezifischen Beitrags“ der UBA Terminologie hat.

3.7.2 Degradative Water Use (DWU)

In die Ableitung des erforderlichen Verdünnungsgrades für kontaminiertes Wasser und somit in die Ableitung der Qualitätsstufe, die als Ziel definiert wird, fließen Modellierungen des umweltrelevanten Mechanismus jeder Emission auf endpoint Ebene ein. Somit werden Aspekte integriert, die in einer vollständigen Ökobilanz in anderen Wirkungskategorien behandelt werden (Eutrophierung, Versauerung, Toxizitätskategorien). Wird also der Indikator DWU in einer vollständigen Ökobilanz ergänzend zu den o.g. Wirkungskategorien verwendet, kommt es zu Doppelzählungen.

Jede Emission ins Wasser wird mit den entsprechenden ReCiPe Impact Assessment Methoden modelliert (ReCiPe points) und anschließend normiert, gewichtet und in die Referenzeinheit Wasserequivalente konvertiert. Diese Berechnung fußt zum Teil auf den in [ReCiPe 2008] benannten Emissionen ins Wasser, die in Endpoint-Indikatoren überführt werden, sowie auf den in [Pfister et al. 2009] beschriebenen Endpoint-Indikatoren zur Wasserknappheit. Die Überführung der Endpoint-Indikatoren in einen Einpunktindikator (single score – Einheit: ReCiPe-Points) folgt der Logik der Ecoindicator99-Methode zur Bildung eines single-score Indikators. Die Überführung der ReCiPe-endpoint- Indikatoren in einen single-score ist in [Pfister et al. (2011] beschrieben.

Der „degradative water use (DWU)“ wird nach folgender Formel bestimmt.

$$\text{Indicator result for DWU}(H_2Oe) = \frac{\text{RECIPE points (emissions to water for product system)}}{\text{RECIPE points (global average for 1l consumptive water use)}} \quad (2)$$

Abbildung 6: Aus [Pfister et al 2011]

Die Berücksichtigung des DWU wird von den Auftragnehmern in vollständigen Ökobilanzen nicht empfohlen. Die Information über den Grad der Qualitätsverschlechterung wird über andere Wirkungskategorien abgebildet. Die Erhöhung des Wasserverknappungspotenzials durch die Qualitätsverschlechterung wird bisher noch nicht in den in Regelökobilanzen verwendeten Indikatoren adressiert. Die Methodik zur Einbeziehung des DWU ist in den bisher veröffentlichen Ansätzen allerdings nur mit einem in der ökobilanziellen Praxis nicht vertretbaren Aufwand umsetzbar.

3.8 Einblicke in aktuelle Forschungsansätze

Es war nicht Gegenstand dieses UBA-Projektes für alle Wirkungskategorien wissenschaftliche Reviews zu erstellen. Dennoch wurden zwei weitere Methoden gesichtet: [Mila i Canals et al.2009, 2010] und [Boulay et al. 2011a, 2011b]. Die publizierten Methoden von Mila i Canals und Boulay sind aus Sicht der Auftragnehmer derzeit nur im Rahmen von Forschungsvorhaben anwendbar, aber noch nicht reif für die Anwendung in der ökobilanziellen Praxis. Folgende methodische Neuerungen sind bei den genannten Methoden herauszustellen:

- [Mila i Canals et al. 2009, 2010] führen die Berücksichtigung des „Ecosystem Water Requirements (EWR)“ ein. Diese Wassermenge wird von der im betrachteten Gebiet

insgesamt verfügbaren Wassermenge abgezogen. Zwar diskutieren die Autoren die Datenlage für die Berücksichtigung des EWR kritisch, die Idee der Berücksichtigung des EWR wird aber unter ökologischen Gesichtspunkten als zielführend angesehen. Kritisch diskutiert werden muss in diesem Zusammenhang, welches Ökosystem in einer Region zur Quantifizierung des EWR zu Grunde gelegt wird, bzw. wie kleinräumig die modulare geographische Systemgrenze gewählt werden muss.

- [Boulay et al. 2011a, 2011b] führen eine neue Methodik zur Inventarisierung der Wasserflüsse ein. Hierzu wird einerseits die Wasserqualität des Input- und des Outputwassers betrachtet, als auch der Nutzen für potenzielle Unterlieger. Hierzu werden 11 Nutzerkategorien gebildet, welche für 11 Parameter, 38 anorganische und 87 organische Stoffe Grenzwerte zur Kategorisierung besitzen. Die Grenzwerte entstammen internationalen Quellen und Richtlinien, wie z.B. den WHO “Guidelines for drinking water quality“ oder technischen Anforderungen (wie z.B. die Qualitätsansprüche für Kühlwasser). Diese Methode adressiert die Wasserverknappung durch Verschmutzung, die im hier gewählten Ansatz nicht berücksichtigt werden.

3.9 ISO 14046 - Water Footprint

Die Wirkungskategorie „Süßwasserbeanspruchung“ steht in engem Zusammenhang mit der Norm [ISO 14046]. Es gibt in der Norm keine für das vorliegende Projekt verbindlichen Methodenvorgaben, die über ISO 14040 und 14044 hinausgehen.

[ISO 14046] adressiert im Hinblick auf Kommunikation des Water Footprint sowohl quantitative (water availability resp. water scarity footprint) als auch qualitative Aspekte (water footprint addressing water degradation). Es werden keine Charakterisierungsmodelle vorgeschrieben, allerdings wird verlangt, dass die verwendeten Methoden entsprechend Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie gewählt und genau beschrieben sein müssen. Ergänzend muss in Ziel und Untersuchungsrahmen darauf eingegangen werden, welche Wirkungen durch die gewählte Methode adressiert werden und welche nicht. Diese Anforderungen entsprechen den Vorgaben in [ISO 14044] Ziffer 4.4.2.4 zur Charakterisierung:

> *„Das Verfahren zur Berechnung der Indikatorwerte muss identifiziert und einschließlich der angewendeten Werthaltungen und Annahmen dokumentiert werden.“*

Da sich die Norm auf [ISO 14040] und [ISO 14044] bezieht sind die Anforderungen an die Sachbilanz entsprechend aufgeführt. Als Spezifikation ist eine umfangreiche Liste enthalten, welche Elementarflüsse zur Ermittlung des Water Footprint (quantitative und qualitative

Aspekte) relevant sein können. Die konkrete Auswahl muss entsprechend des Ziels und Untersuchungsrahmens der Studie sowie der gewählten Methodik spezifiziert werden.

Die Norm definiert „water use“ als „use of water by human activity”. Der Begriff “water consumption” wird in einer Anmerkung erläutert als häufig verwendeter Begriff für Wasser, das aus einem Wassereinzugsgebiet entnommen wurde, aber nicht in dieses zurückgeführt wird. Zur Erläuterung der Definition von „Wassereinzugsgebiet“ wurden zwei Anmerkungen aufgenommen, die die Schwierigkeiten bei der Quantifizierung von rückgeführtem Wasser reflektieren. Es wird zum Einen darauf hingewiesen, dass ein Grundwasser-Einzugsgebiet nicht notwendigerweise mit einem Oberflächenwasser-Einzugsgebiet übereinstimmen muss. Weiterhin wird darauf hingewiesen, dass die geographische Auflösung des Wassereinzugsgebiet bei der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen festgelegt werden sollte und dass es notwendig sein kann verschiedene Teil-Wassereinzugsgebiete zusammenzufassen[9].

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen im vorliegenden Projekt über Indikatoren auf Midpoint Ebene abgebildet werden (vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel 1.2.1).
- Der Charakterisierungsfaktor soll die regionale Wasserknappheit abbilden. Dazu gibt es Ableitungen eines Quotienten, der Wassernutzung und Wasserangebot berücksichtigt (z.B. [Frischknecht et al. 2009, 2013], [Pfister et al. 2009], [Mila i canals et al. 2009]. [JRC 2011]verweist auf die von [Frischknecht et al. 2009] entwickelte „Swiss Ecoscarity Method“, benennt aber auch den WSI von [Pfister et al. 2009] als Option.
- Der Quotient aus Wassernutzung und Wasserangebot nach [Frischknecht et al. 2009/2013] (Gewichtungsfaktor) oder aus Bruttoentnahme zum erneuerbaren Wasserangebot wäre eine Option für einen Charakterisierungsfaktor. Die Normierung auf Schweizer Verhältnisse und Berechnung der Umweltbelastungspunkte in derGesamtmethode „Swiss Ecoscarity Method“ halten die Auftragnehmer nicht für zielführend.
- Der Ansatz von [Frischknecht et al. 2013], die verbrauchende Wasserentnahme über einen pauschalen Schätzwert abzubilden, ist nach Ansicht der Auftragnehmer nicht zielführend.
- Die Auftragnehmer empfehlen als Charakterisierungsfaktor den in Abschnitt 3.7.1.1 vorgestellten Wasserstressindex (WSI_i) nach [Pfister et al. 2009]. Die Normierung auf

9 Englischer Text: The geographical resolution of a drainage basin should be determined at the goal and scope stage: it may regroup different sub drainage basins.

den WSI_{global} nach [Ridoutt und Pfister 2012] hat nach Ansicht der Auftragnehmer keinen Zusatznutzen.

- Wie in Abschnitt 2 erläutert wird empfohlen das Wasserverknappungspotenzial (WVP) auf Basis des genutzten Wasservolumens zu berechnen. Es wird das entnommene Wasser quantifiziert ohne Gutschrift für die Wasserrückgabe. Dieser Ansatz kann als worst case Ansatz interpretiert werden. Insofern wird dem Ansatz von Riddout &Pfister (vgl. Abschnitt 3.7) bezüglich der Berechnung des Wirkungskategorie-Indikators nicht gefolgt.
- Die Auftragnehmer empfehlen jedoch eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen um den Einfluss der Wasserrückgabe in das gleiche Wassereinzugsgebiet auf das Wasserverknappungspotential einschätzen zu können. Für die Sensitivitätsanalyse wird anstelle des **genutzten** Wasservolumens das **verbrauchte** Wasservolumen zur Berechnung des Wasserverknappungspotenzials herangezogen (siehe Begriffsdefinition zu Beginn des Kapitels).
- Zur Quantifizierung des genutzten Wassers wird empfohlen ausschließlich „Blaues Wasser“ (Süßwasser: Oberflächenwasser (Fluss, See, etc) und Grundwasser) zu berücksichtigen.
  - Blaues Wasser wird in der Sachbilanz differenziert nach Reservoirtyp erfasst Zur Ermittlung der Nutzung des Volumens an Blauem Wasser in der Landwirtschaft“ ist ein Rückgriff auf die Datenbank Virtual Water database/CROPWAT[10]/AQUACROP[11] möglich. Problematisch ist dabei, dass keine Unterscheidung zwischen der Effizienz verschiedener Bewässerungssysteme vorgenommen wird (z.B. unterschiedlicher Oberflächenabfluss etc.). Dadurch lassen sich keine Optimierungsmöglichkeiten in der Landwirtschaft abbilden. Aus diesem Grund soll die Quantifizierung des Wasserverknappungspotenzials wann immer möglich mit spezifischen Daten belegt werden.
    - Wenn keine Daten zu der tatsächlichen Bewässerungsmenge vorhanden sind, können die Bewässerungsmengen z.B. mit CROPWAT oder AQUACROP abgeschätzt werden. Dabei müssen Verdunstungs- und Versickerungsverluste berücksichtigt werden. Zum Beispiel: Die Effizienz eines normalen gut gemanagten Stauverfahrens zur Bewässerung (Furcheneinstau, Flächeneinstau etc.) liegt bei etwa 70% (CROPWAT Handbuch). Bei der Berechnung der benötigten Bewässerungsmengen gibt CROPWAT die „theoretisch“ benötigte Wassermenge an, also ohne Berücksichtigung der Verluste. Dieser Wert repräsentiert also lediglich 70% des für eine Deckung des Wasserbedarfs applizierten Bewässerungswassers.

10 cropwat.software.informer.com
11 AquaCrop Version 4.0, Juni 2012 Herausgeber: FAO (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen). online verfügbar unter http://www.fao.org/nr/water/aquacrop.html (Stand: Juli 2013)

Die Auftragnehmer empfehlen daher, auf die von CROPWAT berechnete Wassermenge eine entsprechende Menge aufzuschlagen (hier: 42.9%), um die Verluste zu berücksichtigen. Die Summe aus „theoretisch“ benötigtem Bewässerungswasser und Verdunstungs- und Versickerunsverlusten wird in die Sachbilanz als „genutztes Wasser“ aufgenommen. Da die Bewässerungsmenge eine entscheidende Größe bei der Abschätzung der lokalen Auswirkungen der Wassernutzung ist, soll darüber hinaus eine Sensititvitätsanalyse bezüglich der Bewässerungseffizienz durchgeführt werden.

Insbesondere im Hinblick auf den zunehmenden Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen in der Getränkeverpackungsindustrie ist dies ein wichtiger Punkt, da die Einstellungen der Randbedingungen einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis haben können.

- Es wird empfohlen, grünes Wasser (über Pflanzen evaporiertes Wasser durch Nutzung von Niederschlag und Bodenfeuchte) nicht zu berücksichtigen:
  - Landnutzungsänderungen oder Änderungen im Landnutzungsmanagement können zu Änderungen von Niederschlag und Bodenfeuchte führen, die Art und Menge der Blauwasserneubildung beeinflussen (z.B. erhöhter Oberflächenabfluss verringert die Grundwasserneubildungsrate) und somit einen Einfluss auf die Blauwasserverfügbarkeit haben. Die Berücksichtigung dieser Aspekte ist zwar wünschenswert, in der Ökobilanzpraxis allerdings noch nicht zu leisten. Das ist derzeit Forschungsprojekten vorbehalten.
  - Die Berücksichtigung von Grünem Wasser (Niederschlag und Bodenfeuchte) kann Transparenz zur Effizienz der Grünwassernutzung schaffen. Durch optimiertes Grünwassermanagement kann der Blauwasserverbrauch verringert werden. Aus diesem Grund ist die Berücksichtigung des Grünen Wassers in Agrarsystemen außerordentlich wichtig, wissenschaftliche Ansätze sind bereits entwickelt und in Forschungsprojekten unter konsequenziellem Blickwinkel auch umsetzbar, allerdings noch nicht reif für die ökobilanzielle Praxis.
  - Wir empfehlen daher die Entwicklungen in der Forschung zu verfolgen (vgl. z.B. Mila i Canals 2009, 2010), derzeit aber noch nicht in die festzuschreibende UBA-Methodik aufzunehmen.
- Auch die Nutzung von Wasser als Kühlwasser ist ein Eingriff in das entsprechende aquatische System (z.B. Erhöhung der Temperatur, Veränderung der hydrologisch/hydrodynamischen Verhältnisse). Das Volumen des als Kühlwasser genutzten Wassers wird bei vollständiger Datenverfügbarkeit i.d.R. den numerischen Wert

dominieren, u.a. aus Modulen zur Energiebereitstellung. Dieser Aspekt kann über eine sorgfältige Sektoralanalyse transparent dargestellt werden. Die Auftragnehmer schlagen vor das Wasserverknappungspotenzial von Prozesswasser (technische und landwirtschaftliche Systeme) und Kühlwasser getrennt auszuweisen.

- Die Nutzung von Wasser zum Turbinenantrieb in Wasserkraftwerken sollte nicht als Wasserverknappungspotenzial ausgewiesen werden. Die Wirkungen von Wasserkraftwerken auf Ökosystemebene sind vielfältig und über diesen Indikator nicht sinnvoll abzubilden.
- Qualitative Aspekte der Wassernutzung werden in der hier vorgeschlagenen Methodik nicht berücksichtigt, da diese von anderen Wirkungskategorien adressiert werden (aquatische Eutrophierung, Versauerung, Humantoxizität etc.). Wenn es um die Berechnung eines einzelnen Water Footprint geht, ist die Berücksichtigung qualitativer Aspekte selbstverständlich wichtig (vgl. auch ISO/DIS 14046). Die Erhöhung der Wasserknappheit durch die Qualitätsverschlechterung ist mit den verfügbaren Methoden in praxisorientierten Ökobilanzen nicht mit akzeptablem Aufwand abzubilden.
- Der Grundgedanke der Qualitätsverschlechterung und daraus resultierender Wasserknappheit sollte allerdings unter Einbeziehung des Sachbilanzindikators „Abwassermenge“ im Zusammenhang mit den anderen relevanten Wirkungskategorien in der Auswertung verbal-argumentativ reflektiert werden.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Um zu einer Empfehlung für praxisorientierte Ökobilanzen, wie Ökobilanzen für Getränkeverpackungen im Kontext Verpackungsverordnung, zu kommen, muss analysiert werden, ob und mit welchem Aufwand die Methoden der Wirkungsabschätzung aus der Sachbilanz heraus bedient werden können. Nachfolgend wird der Datenbedarf der empfohlenen Vorgehensweise zur Ermittlung des Wasserverknappungspotenzials auf Basis des genutzten Wassers dargestellt.

Im Kontext dieser Studie berücksichtigt das Wasserverknappungspotenzial nur Blaues Wasser. Folgende Elementarflüsse und Informationen sind für die Berechnung relevant:

- Volumen an genutztem Süßwasser (Oberflächenwasser und Grundwasser) unter Spezifikation des Reservoirtyps.
- Differenzierung soweit möglich in Prozesswasser (technische und landwirtschaftliche Systeme) und Kühlwasser. Ist keine Differenzierung möglich, wird die Nutzung als Prozesswasser angenommen.
- Geographische Lokalität der Wasserentnahme (Region i definiert durch geographische Länge und Breite) als Grundlage des im Charakterisierungsfaktor zugrunde gelegten WSI_i.

- Wassereinzugsgebiet der Wasserentnahme als Basis der kritischen Diskussion in der Auswertung (Wassereinzugsgebiete spielen bei der Ableitung der im Charakterisierungsfaktor genutzten WSI_i-Werte eine Rolle).
- Volumen der Wasserrückgabe mit Angabe der geographischen Lokalität und des Reservoirtyps.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Süßwasserbeanspruchung

Wirkungskategorie-Indikator: Wasserverknappungspotenzial WVP [m^3 H_2Oe]

Charakterisierungsfaktor: Wasserstressindex WSI_i [m^3 H_2Oe/m^3_i]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition des Schutzziels: Geringe Süßwasserbeanspruchung (volumetrisch-quantitativ) unter dem Aspekt vielfältiger ökologischer Wirkungen aufgrund von Wasserverknapppung.
- Qualitative Aspekte werden in anderen Wirkungskategorien abgebildet. Hier sind die studienspezifisch relevanten und berücksichtigten Wirkungskategorien zu nennen. Die Auswirkungen von Qualitätsveränderungen auf die Süßwasserverfügbarkeit können nach derzeitigem Stand der Wissenschaft im Kontext der Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz noch nicht adäquat adressiert werden.
- Quantifizierung der Süßwasserbeanspruchung: Berücksichtigt wird “Blaues Wasser”: Süßwasser aus Oberflächengewässern (Fluss, See etc.), aus regenerierbarem und fossilem Grundwasser.
- Berücksichtigung regionaler Verfügbarkeit von Süßwasser
- Detaillierung der regionalen und damit modularen Aufschlüsselung im Kontext der Systemgrenzen ist erforderlich. Das muss bei der spezifischen Datenerhebung berücksichtigt werden sowie im Umgang mit Angaben in Datensätzen aus Datenbanken.

Sachbilanz:

- Das genutzte Süßwasser in der Region i wird als Volumen [m^3_i] erhoben: ($V_{Süßwasser\ genutzt,\ i}$).
- Das anfallende Abwasser (Rückführung) in der Region i wird als Volumen [m^3] erhoben.
- Die Elementarflüsse des genutzten Süßwassers und Abwassers sind modular unter Angabe der geographischen Länge und Breite und des Wassereinzugsgebiets der Entnahme- und Rückführungsstelle auszuweisen (definiert die Region i).
- Für Module aus Datenbanken: Rückgriff auf die dort genannte geographische Systemgrenze, wenn möglich.
- Art und Umfang spezifischer Primärdatenerhebung sind zu dokumentieren
- Differenzierte Darstellung spezifischer und generischer Daten
- Folgende Reservoirtypen sind in der Sachbilanz aufzuführen:
  - See
  - Fluss
  - regeneratives Grundwasser
  - fossiles Grundwasser
  - Oberflächenwasser unspezifiziert
  - Grundwasser unspezifiziert
  - Reservoir unspezifiziert
- Folgende Nutzungsarten sind modular in der Sachbilanz zu unterscheiden:
  - Prozesswasser (technische und landwirtschaftliche Systeme)
  - Kühlwasser
  - unbekannt
- Sind für Agrarsysteme bezüglich Bewässerung keine spezifischen Daten erhältlich soll eine Abschätzung mit dem Programms CROPWAT/AQUACROP unter den in Kapitel 4 genannten Annahmen erfolgen.
- Zur Ausweisung einer geschlossenen Wasserbilanz sind modular andere Wasserinputs (z.B. Meerwasserentsalzung) sowie der Output an Abwasser zu quantifizieren. Ist die Volumenbilanz unausgeglichen gelten folgende Regeln:
  1. Ist der Input kleiner als der Output ist zu prüfen und zu dokumentieren, ob dieses Ergebnis aufgrund von Regenwasser-Input (Grünes Wasser) plausibel ist. Ansonsten wird unterstellt, dass der Input ebenso groß sein muss wie der Output.
  2. Ist der Output kleiner als der Input (z.B. bei Landwirtschaftlichen Systemen zu erwarten) ist der ermittelte Input das genutzte Wasser.

- Zur Ausweisung einer geschlossenen Wasserbilanz und zur Vorbereitung der Sensitivitätsanalyse „Wasserverbrauch“ müssen ergänzend zum Abwasser folgende Outputs quantifiziert werden: Evaporation, Evapotranspiration, Wasser im Produkt, Oberflächenablauf.
- Datenlücken sind als solche zu kennzeichnen.
- Klarstellung von Abschätzungen, Schätzbasis, Spezifikation von Experten, wenn diese an Abschätzungen beteiligt waren.

Wirkungsabschätzung:

- Berechnung des regionalen Wasserverknappungspotenzials (WVP):

  WVP_i [m^3 H_2Oe] = Σ_i m^3 genutztes $Wasser_i$ * WSI_i

- Dazu: Modular aufgeschlüsselte Charakterisierung der in der Sachbilanz ermittelten Daten mittels der Charakterisierungsfaktoren nach Pfister (WSI_i), verfügbar als Google Earth layer unter http://www.ifu.ethz.ch/ESD/downloads/EI99plus.
- Liegt die Region i an der Grenze von Wassereinzugsgebieten mit signifikant unterschiedlichem WSI_i und ist aufgrund der Datenunschärfe eine exakte Zuordnung nicht möglich ist eine entsprechende Sensitivitätsanalyse durchzuführen.
- Fossiles Grundwasser wird grundsätzlich mit dem Charakterisierungsfaktor von 1 [m^3 H_2Oe/m^3_i] berücksichtigt: Es ist nicht am Wasserkreislauf beteiligt, damit nicht regenerierbar, stellt allerdings in einer Region ein Wasserreservoir für Lebensprozesse dar.
- Aggregation zum Wasserverknappungspotenzial des Produktsystems (WVP):

  WVP [m^3 H_2Oe] = Σ WVP_i

- Getrennte Darstellung von Prozesswasser und Kühlwasser

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenvollständigkeit (modulare Gliederung zur Abbildung regionaler/lokaler Gegebenheiten)
- Kritische Diskussion der WSI_i-Werte bezüglich hinreichender Spezifikation der regionalen Aufschlüsselung
- Kritische Diskussion des Wasserverknappungspotenzials gegliedert nach Reservoirtyp
- Kritische Diskussion des Wasserverknappungspotenzials gegliedert in Prozesswasser und Kühlwasser

- Kritische Diskussion des Einflusses der Wasserrückführung auf das Wasserverknappungspotential.
- Interpretation der Sektoralanalyse
- Aussagekraft des über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisses.
- Kritische Diskussion der volumetrischen Wasserbilanz unter Berücksichtigung des Abwasservolumens (modular und aggregiert).
- Sensitivitätsanalyse „Wasserverbrauch“ unter detaillierter Reflexion der Belastbarkeit der Sachbilanzdaten zur Wasserrückführung (Grundwasser-Einzugsgebiet resp. Oberflächenwasser-Einzugsgebiet) (vgl. Beispiele in Abschnitt 2).
- Sensitivitätsanalyse bezüglich der Bewässerungseffizienz in landwirtschaftlichen Systemen wenn relevant (z.B. weil keine spezifischen Daten vorhanden waren und mit Annahmen gearbeitet wurde.
- Diskussion der Auswirkungen der Abwassermenge und –qualität auf die Verfügbarkeit von sauberem Süßwasser für Unterlieger.

7. Literatur

[Alcamo et al. 2003] Alcamo, J.; Doll, P.; Henrichs, T.; Kaspar, F.; Lehner, B.; Rosch, T.; Siebert, S. (2003). Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. Hydrol. Sci. J. 2003, 48 (3), 317–337.

[Berger und Finkbeiner 2010] Berger, Markus; Finkbeiner, Matthias (2010). Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? Sustainability 2010, 2, 919-944.

[Berger und Finkbeiner 2012] Berger, Markus; Finkbeiner, Matthias (2012). Methodological Challenges in Volumetric and Impact-Oriented Water Footprints. Journal of Industrial Ecology 2012 Article first published online: 10 JUL 2012; DOI; 10.1111/j.1530-9290.2012.00495.x

[Boulay et al. 2011a] Boulay et al. (2011): Regional characterization of freshwater use in LCA: Modelling direct impacts on human health. Environmental Science and Technology 45 (20): 8948-8957

[Boulay et al. 2011b] Boulay et al. (2011): Categorizing water for LCA inventory. Int. J. f. life cycle assess. 16(7): 639-651

[BUWAL 1991] Habersatter, K.; Widmer, F.: Oekobilanzen von Packstoffen. Stand 1990. In: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL, Hrsg.): Schriftenreihe Umwelt Nr. 132. Bern

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[Frischknecht et al. 2009] Frischknecht, Rolf; Steiner, Roland; Jungbluth, Niels (2009). Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006. Bundesamt für Umwelt BAFU, Öbu – Netzwerk für nachhaltiges Wirtschaften (Hrsg.), Bern

[Frischknecht und Büsser Knöpfel 2013] Frischknecht R.; Büsser Knöpfel S. 2013: Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1330: 256 S.

[Frischknecht et al. 2013a] Frischknecht, Rolf; Itten, René; Büsser Knöpfel, Sybille (2013). Tracking important Environmental Impacts Related to Domestic Consumption. A Feasibility Study on Environmental Life Cycle Indicators for Land Use/Biodiversity, Air Pollution, Nitrogen, Water Use, and the Use of Materials. Study for Federal Office for the Environment (FOEN) Economics and Environmental Monitoring Division, CH 3003 Berne

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[IFEU 1999] Ostermayer A. et al.(IFEU): Ökobilanz der PET-Stoffkreislaufflasche und anderer Verpackungssysteme. Endbericht und Anhänge. Im Auftrag der PETCYCLE Arbeits- und Entwicklungsgemeinschaft GmbH Co. KG. IFEU-Heidelberg August 1999

[IFEU 2000] Ostermayer A. et al. (IFEU) Ökobilanz für Fruchtsaftgetränke Verbund-Standbodenbeutel 0,2 l MW-Glasflasche 0,2 l. Im Auftrag der Deutsche SiSi-Werke GmbH & Co. Betr. KG. IFEU-Heidelberg, Dezember 2000

[IFEU 2010a] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PET Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlensäurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mineralwässer. Im Auftrag der Industrievereinigung Kunststoffverpackungen. IFEU-Heidelberg, April 2010

[IMPACT 2002+] Humbert, Sebastien; Margni, Manuele;, Jolliet, Oliver (2005): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[ISO 14040] ISO 14040 : 2006. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.

[ISO 14044] ISO 14044 : 2006.Environmental management – Life cycle assessment – requirements and guidelines.

[ISO 14046] ISO 14046:2014. Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guidelines

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability 2012). Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2012

[Mila i Canals et al.2009] Mila I Canals et al. (2009): Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I – inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. Int J Life Cycle Assess (2009) 14:28-42

[Mila i Canals et al. 2010] Mila i Canals et al: (2010): Assessing freshwater use impacts in LCA, part 2: case study of broccoli production in the UK and Spain. Int J Life Cycle Assess (2010) 15:598-607

[Mitchell und Jones 2005] Mitchell, T. D.; Jones, P. D. (2005). An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high resolution grids. Int. J. Climatology. 2005, 25 (6), 693–712.

[Nilson et al. 2005] Nilsson, C.; Reidy, C. A.; Dynesius, M.; Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. Science 2005, 308 (5720), 405–408.

[Pfister et al. 2009] Pfister, S.; Koehler, A. & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA Environmental Science & Technology, 2009, 43, 4098-4104

[Pfister et al. (2011] Pfister, S.; Saner, D.; Koehler, A. (2011). The environmental relevance of freshwater consumption in global power production, IntJLCA (2011) 16:580-591

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Ridoutt und Pfister 2012] Ridoutt,B.G., Pfister,S. (2012). A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator. Int J. Life Cycle Assess. published online 23.6.2012, Volume 18 Issue 1, pages 204-207. Jan 2013

[Ridoutt und Pfister 2010] Ridoutt,B.G., Pfister,S. (2010). Reducing humanitiy´s water footprint. Environ Sci Technol 44:6019-6021

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Berlin 1995

[UBA 1995a] Schmitz, S., Oels, H.-J., Tiedemann, A.: Ökobilanz für Getränkeverpackungen, Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen. UBA Texte 52/95. Berlin 1995

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.

[UBA 2002] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2. UBA-Texte 51/02, Berlin, 2002.

Anhang 4

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Klimawandel

1 Das Umweltproblemfeld 2

2 Struktur des erforderlichen Indikators 5

2.1 Allgemeine Struktur des Indikators 5

2.2 Indikator des IPCC 6

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 9

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen 11

3.2 CML 2002 + Aktualisierungen 11

3.3 JRC 2011 11

3.4 ReCiPe 2008 + Aktualisierungen 12

3.5 GPPS 2011 12

3.6 Impact 2002+ 12

3.7 Spezifikationen zum Carbon Footprint 13

3.7.1 PAS 2050:2011 13

3.7.2 ISO/TS 14067:2013 - Carbon footprint of Products (CFP) 14

4 Empfehlungen 18

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 19

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 23

7 Literatur 25

1 Das Umweltproblemfeld

Die Wirkungskategorie Klimawandel steht für die direkten und indirekten Umweltwirkungen der anthropogenen Erwärmung der Erdatmosphäre. Der sogenannte Treibhauseffekt bildet hierfür die physikalische Grundlage. In der Troposphäre befindliche Treibhausgase (z.B. Wasserdampf und Kohlenstoffdioxid) zeigen einen analogen Effekt wie die Glaswände eines Treibhauses: sie sind für kurzwellige Strahlen durchlässig und absorbieren langwellige Strahlen (Infrarot-Wärmestrahlung). So absorbiert beispielsweise CO_2 Strahlung mit Wellenlängen zwischen ca. 10 – 15 µm, Wasserdampf zwischen 5 und 8 µm und größer als 17 µm. Dies hat zur Folge, dass die langwellige Rückstrahlung der Energie von der Erdoberfläche in der Troposphäre durch diese Substanzen konzentrationsabhängig absorbiert wird (Strahlungsantrieb (radiative forcing) durch absorbierte Infrarot-Strahlung). Die Erde hat eine ausgeglichene Strahlungsbilanz (weder Erwärmung noch Abkühlung), wenn die durch die Sonne eingestrahlte Energie der von der Erde abgestrahlten Energie entspricht.

Aufgrund der Konzentrationen von Treibhausgasen in vorindustrieller Zeit beträgt die mittlere Durchschnittstemperatur an der Erdoberfläche ca. +15°C, ohne Treibhausgase wären ca. -18°C zu erwarten. Dieser natürliche Treibhauseffekt wird vor allen Dingen durch die Treibhausgase Wasserdampf und Kohlendioxid verursacht.

Seit dem Zeitalter der Industrialisierung wird die Erderwärmung zusätzlich vom sogenannten anthropogenen Treibhauseffekt durch die Emission folgender Substanzen verstärkt:

- Kohlendioxid,
- Methan,
- Distickstoffoxid (Lachgas),
- Ozon,
- Halogenkohlenwasserstoffe (z.B. FCKWs, Halone),
- Wasserdampf.

Von 1880 bis 2012 wurde ein Temperaturanstieg von ca. 0,85°C verzeichnet [IPCC 2013]. Über den Zusammenhang zwischen einem positiven Strahlungsantrieb der Erde und dem rapiden Anstieg von anthropogen verursachten Treibhausgaskonzentrationen besteht weltweit eine weitgehende Übereinstimmung.

Kohlenstoffdioxid ist durch die große Masse als stärkster Treiber zu nennen. Gefolgt wird es von Methan, den Halogenkohlenwasserstoffen und Ozon. Ozon als Treibhausgas spielt eine gesonderte Rolle, da es nicht direkt emittiert wird, sondern durch andere Substanzen gebildet bzw. abgebaut wird. Ozon wird deshalb als indirekter Treiber des anthropogenen Treibhauseffektes bezeichnet. Die Bildung von bodennahem Ozon verursacht einen positiven Beitrag (Erwärmung), der Abbau von stratosphärischem Ozon einen negativen Beitrag (Abkühlung) an der Erderwärmung. Ebenfalls wird ein Abkühlungseffekt z.B. aufgrund von Aerosol-Emission (z.B., Ruß-, Sulfat- oder Nitrat-haltig) diskutiert.

Die gelisteten Emissionen stammen z.B. aus folgenden menschlichen Aktivitäten:

- Verbrennung fossiler Brennstoffe oder daraus hergestellter Produkte,
- Kalzinierung von Mineralien,
- Landwirtschaft,
- Verluste während Gewinnung und Transport fossiler Brennstoffe, Transport allgemein,
- industrielle Prozesse,
- privater Gebrauch (chlorierte Lösemittel z.B. Dichlormethan),
- Mülldeponierung.

Die Folgen der globalen Erwärmung sind vielfältig, erstrecken sich über den gesamten Globus und können aufgrund positiver Rückkopplungen wiederum zur Erwärmung beitragen (z.B. verstärkte Verdunstung von Wasser aufgrund erhöhter Temperatur). Folgende Beispiele bisheriger Beobachtungen zeigen die direkten Auswirkungen der globalen Erwärmung [IPCC 2013]:

- Temperaturerhöhung der Atmosphäre: der Zeitraum von 1983-2012 umfasste höchstwahrscheinlich die wärmste 30-Jahreperiode der letzten 800 Jahre in der Nordhemisphäre;
- Erwärmung der Meere: die Ozeane nehmen 90% der von der Erde absorbierten Wärme auf. Es ist ein Temperaturanstieg bis in 3000 m Tiefe zu verzeichnen. Dies führt u.a. zur Ausdehnung des Meereswassers und somit zum Anstieg des Meeresspiegels und zur Verringerung der Aufnahmekapazität von Kohlendioxid;
- Schmelzen von Gletschern und Eisschilden, Rückgang der Schneebedeckung: Begünstigung des Meeresspiegelanstiegs;
- Rückgang der arktischen Meereisdecke um 3,5-4,1 % pro Jahrzehnt;

- Meeresspiegelanstieg um 3,2 mm pro Jahr von 1971 bis 2010;
- Schneebedeckung in der Nordhemisphäre ist um durchschnittlich 11,7% pro Jahrzehnt zwischen 1979 und 2012 gesunken; ;
- Intensivere und länger anhaltende Dürren seit Anfang des 20. Jahrhunderts;
- Zunahme der Starkniederschlagsereignisse seit 1950;

Diese direkten Folgen des Klimawandels ziehen eine Vielzahl von ökologischen und sozialen Folgen nach sich [UBA 1999]: „Die Zusammensetzung und die geographische Verteilung vieler Ökosysteme wird sich je nach der Reaktion einzelner Arten auf Klimaänderungen verlagern […]. Einige Ökosysteme dürften über mehrere Jahrhunderte keinen neuen Gleichgewichtszustand erreichen, nachdem das Klima ein neues Gleichgewicht erreicht hat.“ Beispielhaft zu nennen ist das erhöhte Algenwachstum im Nordatlantik und der Ostsee sowie in Seen und Flüssen bedingt durch erhöhte Wassertemperaturen. Bei niedrigen Wassertiefen kann dies zu einer Sauerstoffzehrung führen. Direkte Auswirkungen für die menschliche Gesundheit umfassen z.B. erhöhte Sterberaten, Zunahme von Todesfällen, Erkrankungen und Verletzungen infolge von Zunahme der Intensität und Dauer von Hitzewellen und extremen Wetterereignissen. Zudem ist eine Vielzahl von indirekten Auswirkungen der Klimaänderung wie z.B. Zunahme der potentiellen Übertragung von Infektionskrankheiten, zu erwarten [UBA 1999]. Hinzuzufügen sind zu erwartende Hungersnöte in den von zukünftigen Dürren betroffenen Ländern.

Die Lebensdauer bzw. die Verweilzeit von Treibhausgasen in der Atmosphäre ist teilweise sehr lang. Dies bedeutet, dass die heute emittierten Gase kein akutes Umweltproblem hervorrufen, sondern den Strahlungshaushalt über lange Zeit, bei sehr langlebigen Substanzen über Jahrhunderte, beeinflussen werden.

In den Sachstandsberichten des International Panel of Climate Change (IPCC) werden die zukünftigen Temperaturerhöhungen auf Basis verschiedener Szenarien berechnet. Je nach Szenario ergeben die Berechnungen Temperaturerhöhungen von 0,3 bis 4,6 °C für die nächsten 100 Jahre (im Vergleich zu 1986-2005) [IPCC 2013]. Die schon heute zu beobachtenden Auswirkungen werden bei einem weiteren Temperaturanstieg gehäuft und in größerem Maß auftreten. Als Grenze für noch tolerable Folgen des Klimawandels hat sich die allgemeine Klimapolitik auf Basis der IPCC Berichte auf einen maximalen Anstieg der Temperatur von 2°C im Vergleich zur vorindustriellen Zeit geeinigt.

Da die Verstärkung des Strahlungsantriebs durch global in der Atmosphäre (überwiegend in der Troposphäre) verteilte Treibhausgase erfolgt, ist eine geographische Zuordnung weder für Emissionen noch für Immissionen auf der Erdoberfläche relevant. Für langlebige Substanzen kann näherungsweise von einer gleichmäßigen Verteilung in der Atmosphäre ausgegangen werden. Erdnahe Ausbreitungsrechnungen und Transportmodelle werden nicht berücksichtigt. Die Wirkungskategorie Klimawandel wird als globale Wirkungskategorie eingestuft.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

2.1 Allgemeine Struktur des Indikators

Die Indikatorbildung der Wirkungskategorie Klimawandel diente für viele Wirkungskategorien als Vorbild. Durch die intensive und relativ frühe internationale Diskussion des Treibhauseffektes und durch die Arbeiten des internationalen Gremiums „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) wurde die Methodenentwicklung zur Quantifizierung von Auswirkungen durch Treibhausgasemissionen stark vorangetrieben.

Völlig unabhängig von der Ökobilanzierung wurde unter Beteiligung der entsprechenden Fachwissenschaften vom IPCC ein Indikator entwickelt, aus dem Faktoren abgeleitet werden können, die den in Ökobilanzen gebräuchlichen Charakterisierungsfaktoren entsprechen und somit ohne Veränderungen übernommen werden können.

Das vom IPCC entwickelte „Global Warming Potential“ (GWP) nutzt als Indikator den Strahlungsantrieb der einzelnen Treibhausgase. Der Strahlungsantrieb stellt einen klassischen Midpoint-Indikator dar und repräsentiert mögliche Folgewirkungen (Wirkungspotenziale) des Klimawandels. Die allgemeine Struktur des Midpoint-Indikators für den Klimawandel kann vergleichbar zu den anderen emissionsseitigen Wirkungskategorien folgendermaßen dargestellt werden:

$$S_i = f(Ch_i) \qquad (1a)$$

$S_i = Ch_i$: Außmaß des potentiellen Strahlungsantriebs durch Luftschafstoff (i)

Ch_i = Faktor für die chemischen Eigenschaften: Strahlungantrieb des Luftschadstoffs (i) durch Absorbtion

Die im Infrarot-Bereich absorbierten Wellenlängen hängen von der molekularen Struktur der Substanzen ab, die Intensität der Absorption von deren Konzentration. Aufgrund der

Konzentrationsabhängigkeit spielt die Lebensdauer/Verweildauer von Substanzen eine Rolle. Beides ist im Term Ch_i abzubilden.

2.2 Indikator des IPCC

Zum Vergleich der Auswirkungen verschiedener Treibhausgasemissionen wurde vom International Panel of Climate Change (IPCC) ein Index entwickelt, der das Verhältnis des gesteigerten Strahlungsantriebs verschiedener Gasen berücksichtigt. Dieser Index wird als Global Warming Potential (GWP) bezeichnet. Das IPCC stellte erstmals 1990 Daten für die GWPs zur Verfügung. Diese Daten unterliegen einer ständigen wissenschaftlichen Kontrolle und werden an neuere wissenschaftliche Erkenntnisse angepasst. Der fünfte und derzeit aktuellste Sachstandsbericht stammt aus dem Jahr 2013 [IPCC 2013].

Der vom IPCC herangezogene Indikator, Strahlungsantrieb (RF: radiative forcing), kann im ökobilanziellen Kontext als Basis des Wirkungskategorie-Indikators herangezogen werden. Im IPCC Konzept erfolgt eine Normierung des Strahlungsantriebs einer Substanz i auf denjenigen von CO_2. Das so berechnete Global Warming Potential (GWP) (Treibhauspotenzial). ergibt den massenbezogenen Charakterisierungsfaktor in der Einheit „kg CO_2e[1] je kg $Emission_i$“ (Gleichung 1b). Das GWP der Masse einer in der Sachbilanz errechneten Emission eines Treibhausgases i in der Einheit „kg CO_2e.“ errechnet sich durch Multiplikation der Masse des Treibhausgases i mit den vom IPCC publizierten GWP-Faktoren.

[1] CO_2-Äquivalente

$$GWP_i \equiv \frac{\int_0^{TH} RF_i(t)\,dt}{\int_0^{TH} RF_r(t)\,dt} = \frac{\int_0^{TH} a_i \cdot [C_i(t)]\,dt}{\int_0^{TH} a_r \cdot [C_r(t)]\,dt} \qquad (1b)$$

GWP_i: Global Warming Potential des Treibhausgases (i) [kg CO_2e je kg $Emission_i$]

$a_{i\ bzw.\ r}$: Strahlungsantrieb pro Masseeinheit des Treibhausgases (i) bzw. (r) [W/(m²*kg)]

$C_{i\ bzw.\ r}$ (t): Konzentration des Treibhausgases (i) bzw. (r) zum Zeitpunkt (t) nach der Freisetzung [kg/m³]

RF: Strahlungsantrieb (radiative forcing)

TH: betrachtete Zeitspanne (time horizon)

(r): Referenzsubstanz, hier: CO_2

(Quelle: [IPCC 2007])

Das GWP ergibt sich durch das Verhältnis des Absoluten Global Warming Potential (AGWP) des jeweiligen Treibhausgases (i) (Zählerterm) und dem AGWP von Kohlendioxid (Nennerterm). Das AGWP entspricht dem Faktor der chemischen Eigenschaften (Ch_i) aus Formel (1a).

Das AGWP enthält den substanzspezifischen Faktor (a_i) sowie den Faktor zur Berücksichtigung der Konzentration (C_i) und ist als Zeitintegral des Strahlungsantriebs (radiative forcing) infolge einer Punktemission definiert. Im Berechnungsmodell wird in ein definiertes Gasgemisch (Atmosphärenzusammensetzung) 1 kg des Treibhausgases i emittiert. Daraus ergeben sich unter Einbezug der Lebensdauer des jeweiligen Gases über den Betrachtungszeitraum hinweg Konzentrationsänderungen, welche zu einer spezifischen Steigerung des Strahlungsantriebs hinsichtlich des Treibhausgases i führen. Über die Zeit integriert wird eine potentielle Erwärmung durch eine Punktemission, das AGWP, berechnet.

Der Betrachtungszeitraum (TH) kann beliebig gewählt werden. Im Bericht [IPCC 2007] sind GWPs für 20, 100 und 500 Jahre hinterlegt, im Bericht [IPCC 2013] werden aufgrund zu hoher Unsicherheiten für den Zeithorizont von 500 Jahren keine GWP-Faktoren mehr gelistet. Bei kurzen Zeitspannen werden Treibhausgase mit einer geringen Verweilzeit in den Vordergrund gerückt und bei großen Zeitspannen Treibhausgase mit langen Verweilzeiten.

Die Integrationsformel über die Zeit bringt Vereinfachungen mit sich. Eine der entscheidenden Vereinfachungen beinhaltet, dass die zu Grunde gelegte

Hintergrundkonzentration der Atmosphäre über die betrachtete Zeit als konstant angenommen wird. Da sich die Zusammensetzung der Atmosphäre mit der Zeit verändert, unterliegen die GWPs größerer Betrachtungszeiträume einer höheren Unsicherheit.

Die zum Strahlungsantrieb beitragenden Emissionen werden in [IPCC 2013] in folgende Kategorien eingeteilt:

- Well-mixed greenhouse gases (WMGHGs): Treibhausgase, die in der Troposphäre u.a. durch eine lange Lebensdauer eine relativ homogene Verteilung (vertikal und horizontal) erreichen (Beispiele: CO_2, N_2O, CH_4, SF_6).
- Near-term climate forcers (NTFCs): Substanzen, deren Strahlungsantrieb primär im ersten Jahrzehnt nach der Emission eintritt; Sie spielen im Gegensatz zu den well-mixed greenhouse gases eine eher regionale und temporäre Rolle.
    - Short Lived Gases, z.B. CO, NO_x
    - Aerosols and Precursors: black carbon, NH_3, SO_2

Die mit den bereitgestellten GWPs einhergehenden Unsicherheiten werden in [IPCC 2013] zum einen quantitativ mit Wahrscheinlichkeiten hinterlegt und zum anderen qualitativ einem Grad an Zuverlässigkeit (very high, high, medium und low Confidence level) zugeordnet.

Die GWPs der well-mixed greenhouse gases besitzen nach [IPCC 2013] einen sehr hohen Grad an Zuverlässigkeit; die GWPs der anderen Kategorien sind einem niedrigen bis hohem Grad an Zuverlässigkeit zugeordnet.

Aufgrund der sehr hohen wissenschaftlichen Zuverlässigkeit der WMGHGs werden im Folgenden ausschließlich diese Substanzen einbezogen. In [IPCC 2013] werden Charakterisierungsfaktoren für 214 Gase folgender Stoffgruppen bereitgestellt:

- Kohlenwasserstoffe und andere Verbindungen: Kohlenstoffdioxid, Methan, Stickstoffdioxid, Dimethylether, Dichlormethan, Methylchlorid
- Chlorfluorkohlenstoffe
- Vollhalogenierte- und Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe
- Halone bestehend aus Brom, Fluor und Kohlenstoff
- Fluorkohlenwasserstoffe

- Perfluorierte Verbindungen
- Hydrofluorether und Perfluorpolyether

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Klimawandel“.

Tabelle 1: ausgewählte Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie “Klimawandel”

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	[IPCC 2007] Wirkungskategorie-Indikator: GWP [kg CO_2e] Charakterisierungsfaktor: [kg CO_2e/kg Emission i] Zeithorizont: 100 Jahre
[CML 2002] + Aktualisierungen	[IPCC 2007] Wirkungskategorie-Indikator: GWP [kg CO_2e] Charakterisierungsfaktor: [kg CO_2e/kg Emission i] Zeithorizont: 100 Jahre
[JRC 2011]	[IPCC 2007] Wirkungskategorie-Indikator: GWP [kg CO_2e] Charakterisierungsfaktor: [kg CO_2e/kg Emission i] Zeithorizont: 100 Jahre
[ReCiPe 2008] + Aktualisierungen	[IPCC 2007] Wirkungskategorie-Indikator: GWP [kg CO_2e] Charakterisierungsfaktor: [kg CO_2e/kg Emission i] Zeithorizont: 20/100/500 Jahre (je nach Perspektive)
[GPPS 2011]	[IPCC 2007] Wirkungskategorie-Indikator: GWP [kg CO_2e] Charakterisierungsfaktor: [kg CO_2e/kg Emission i] Zeithorizont: 100 Jahre
[Impact 2002+]	[IPCC 2007]

	Wirkungskategorie-Indikator: GWP [kg CO_2e] Charakterisierungsfaktor: [kg CO_2e/kg Emission i] Zeithorizont: 500 Jahre

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen

Die Methode des [UBA 1995] bezieht sich wie alle anderen oben gelisteten Methoden auf die vom IPCC veröffentlichten direkten GWPs (Global Warming Potentials). Als Bezugszeitraum werden in Übereinstimmung mit der gängigen Praxis und aufgrund der Abbildbarkeit langfristiger Auswirkungen 100 Jahre gewählt (GWP_{100}).

3.2 CML 2002 + Aktualisierungen

Die Basismethode von [CML 2002] bezieht sich auf die Faktoren aus [IPCC 2007] mit einem Zeithorizont von 100 Jahren (GWP_{100}).

Es wird zusätzlich darauf verwiesen, dass je nach Ziel- und Untersuchungsrahmen sowie als Sensitivitätsanalyse zur Überprüfung der Unsicherheiten einzelner GWP-Werte die Zeithorizonte 20 Jahre und 500 Jahre hinzugezogen werden können.

3.3 JRC 2011

[JRC 2011] schlägt für den Klimawandel auf Midpoint-Ebene die GWPs (Global Warming Potentials) basierend auf der Methode des IPCC vor. Es sollen die Faktoren aus [IPCC 2007] angewandt werden (vermutlich ist die jeweils aktuellste Version gemeint).

In [JRC 2011] wird diskutiert, dass aus wissenschaftlicher Sicht und unter Nachhaltigkeitskriterien der 500 Jahre Zeithorizont vorzuziehen sei, weil damit alle relevanten Folgewirkungen am besten einbezogen würden. Allerdings sei der 100-Jahre Ansatz in vielen politischen Instrumenten verankert und besitze die breiteste Akzeptanz. Deshalb werden die GWPs mit dem Zeithorizont von 100 Jahren - als Basisfaktoren vorgeschlagen. Es wird jedoch empfohlen, auch die anderen Zeitspannen (20 und 500 Jahre) in die Analyse einfließen zu lassen. Dies ist laut [JRC 2011] besonders relevant wenn Agrarsysteme betroffen sind, da N_2O eine hohe Verweildauer der Atmosphäre besitzt.

Wie oben erwähnt stellt [IPCC 2013] keine Faktoren für den Zeithorizont 500 Jahre mehr bereit.

3.4 ReCiPe 2008 + Aktualisierungen[2]

Die Methodensammlung von [ReCiPe 2008] folgt dem Ansatz des IPCC und schlägt auf Midpoint-Ebene die aktuell verfügbaren direkten GWPs (Global Warming Potentials) aus [IPCC 2007] vor.

Der ReCiPe Ansatz greift die Diskussion um die Wahl des Zeithorizonts auf und nutzt für die unterschiedlichen berücksichtigten kulturellen Perspektiven[3] folgende Zeithorizonte:

- Hierarchische Perspektive: Zeithorizont für 100 Jahre
- Egalitäre Perspektive: Langzeitperspektive, Annahme 500 Jahre
- Individualistische Perspektive: Kurze Zeitspannen, Annahme 20 Jahre

Je nach Wahl der Perspektive wird damit ein Zeithorizont vorgeschlagen. Welche Perspektive zur Anwendung kommt, ist von den Festlegungen im Ziel- und Untersuchungsrahmen und ganz allgemein von den jeweiligen Werthaltungen abhängig.

[IPCC 2013] stellt keine Faktoren für den Zeithorizont 500 Jahre mehr bereit (vgl. Kapitel 2.2).

3.5 GPPS 2011

Im Leitfaden [GPPS 2011] werden die GWPs (Global Warming Potential) des 4. Sachstandberichtes des IPCC ([IPCC 2007]) als Charakterisierungsfaktoren mit einem Zeithorizont von 100 Jahren vorgeschlagen.

3.6 Impact 2002+

Für die Wirkungskategorie Klimawandel werden in [Impact 2002+] für die Midpoint-Ebene die Charakterisierungsfaktoren der aktuellsten IPCC Veröffentlichung mit einem Zeithorizont von 500 Jahren zu Grunde gelegt.

[IPCC 2013] stellt keine Faktoren für den Zeithorizont 500 Jahre mehr bereit (vgl. Kapitel 2.2).

[2] letztes Update Februar - Mai 2013

[3] Wie in Ecoindicator 99 sind in ReCiPe drei verschiedene Schadensperspektiven in Anlehnung an die Theory der Kulturellen Perspektiven von [Thompson 1990] hinterlegt.

3.7 Spezifikationen zum Carbon Footprint

Im Kontext der Normung liegen zwei Dokumente vor, die Spezifikationen zum Carbon Footprint enthalten. Die „public availble specification“ der British Standards Institution (BSI) wurde als „PAS 2050“ bereits 2008 publiziert. Parallel wurde in einem ISO-Normungsprojekt die ISO 14067 entwickelt und 2013 als technische Spezifikation publiziert. Parallel wurde vom World Resources Institute das “Greenhouse gas protocol” entwickelt, was an dieser Stelle nur der Vollständigkeit halber genannt wird [GHG 2011].

Nachfolgend wird die [BSI PAS 2050] kurz vorgestellt. ISO/TS 14067 [ISO 14067] wird ausführlicher dargestellt, da die Auftragnehmer bezüglich der formulierten Mindestanforderungen (vgl. Kapitel 6) hierauf Bezug nehmen.

3.7.1 PAS 2050:2011

Im Oktober 2008 wurde von der British Standards Institution der erste Standard für Treibhausgasbilanzierung von Produkten und Dienstleistungen „PAS 2050:2008, Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services“ veröffentlicht. 2011 erfolgte eine Überarbeitung, die zur neuen Version PAS 2050:2011 führte [BSI PAS 2050]. Die PAS 2050 beinhaltet in Anlehnung an die bestehenden Ökobilanz-Standards [ISO 14040] und [ISO 14044] Leitlinien zur Erstellung von Treibhausgasbilanzen und wird über die Grenzen Großbritannien hinweg angewandt.

Für die Wirkungsabschätzung werden in PAS 2050 die GWPs basierend auf dem Zeithorizont von 100 Jahren aus IPCC 2007 berücksichtigt.

In PAS 2050:2011 sind zudem Festlegungen zur Erstellung der Sachbilanzen enthalten. So sollen in Inventaren nicht nur Treibhausgas-Emissionen sondern auch –Senken ausgewiesen werden. Ausnahmen bilden hierbei Nahrungsmittel, Getränke und Futtermittel. Weiterhin werden Festlegungen zu Zeithorizonten getroffen. So sollen alle Emissionen und Senken der ersten 100 Jahre nach Produkteinführung wie Emissionen zu Beginn dieser 100 Jahre behandelt werden. Daraus folgt, dass alle Emissionen, die nach 100 Jahren auftreten, nicht von der Wirkungsabschätzung erfasst werden. Die Berücksichtigung einer zwischenzeitliche Kohlenstoffspeicherung mittels Wichtungsfaktor wird nicht mehr als Anforderung genannt. Ebenfalls sollen die Emissionen der Luftfahrt nicht mit einem Korrekturfaktor belegt werden.

Weiterhing fordert PAS 2050 den Einbezug von direkter Landnutzungsänderung (dLUC = direct Land Use Change). Falls keine spezifischen Daten für das jeweilige Produkt zur

Verfügung stehen, sollen die Emissionen auf Basis der im Anhang zur Verfügung gestellten dLUC-Defaultwerte ermittelt werden [ORFA 2008]. Die dLUC-Defaultwerte sind folgendermaßen spezifiziert:

- Landnutzung
  - nach der Landnutzungsänderung: einjährige/mehrjährige Kulturen
  - vor der Landnutzungsänderung: Gründland
- Regionen: 16 verschiedene Länder

3.7.2 ISO/TS 14067:2013 - Carbon footprint of Products (CFP)

Auf der Grundlage der internationalen Normen zur Ökobilanz - [ISO 14040] und [ISO 14044] wurde seit 2008 die internationale Technische Spezifikation ISO/TS 14067 – „Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation“ - entwickelt und 2013 veröffentlicht [ISO 14067]. Die deutsche Version wurde als DIN CEN ISO/TS (DIN SPEC 35801) 2014 publiziert. Die Abkürzung CFP, basierend auf „Carbon Footprint of Products“, wurde in die deutsche Version übernommen und wird nachfolgend verwendet.

In ISO/TS 14067 werden folgende Festlegungen zu Umgang mit spezifischen Sachbilanzthemen in CFP-Studien getroffen, die für die Festlegung von Mindestanforderungen für Getränkeverpackungsökobilanzen im Kontext Verpackungsverordnung Bedeutung haben (Hervorhebungen durch die Autoren dieser Studie):

- **Berücksichtigt werden** Quellen (Emissionen in die Atmosphäre) und Senken (Entzug aus der Atmosphäre) von Treibhausgasen (THG).
- CO_2-Verrechnung **(offsetting)** ist **nicht** zugelassen.
- **Zeitliche Systemgrenze** ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.8):
  - *„Für alle Lebenswegabschnitte, mit Ausnahme der Lebenswegabschnitte Produktnutzung [….] und dem Ende-des-Produktlebensweges [….], müssen die emittierten und entzogenen THG-Mengen so einbezogen werden, als würden sie zu Beginn des Untersuchungszeitraums freigesetzt oder entzogen.“*
  - *„Sofern alle aus den Lebenswegabschnitten Produktnutzung oder Ende-des-Produktlebensweges resultierenden emittierten und entzogenen THG-Mengen* ***innerhalb von zehn Jahren*** *nach Inbetriebnahme des Produkts auftreten,*

müssen sie so berechnet und in den CFP aufgenommen werden, als wären sie zu Beginn des Untersuchungszeitraums freigesetzt oder entzogen worden."

- *„Sofern die aus den Lebenswegabschnitten Produktnutzung [….] oder Ende-des-Produktlebensweges [….] resultierenden emittierten und entzogenen THG-Mengen* ***mehr als zehn Jahre*** *nach Inbetriebnahme des Produkts auftreten, müssen sie in den CFP mit aufgenommen werden, ohne die zeitbezogenen Auswirkungen der emittierten und entzogenen THG-Mengen zu berücksichtigen."*
- *„Darüber hinaus muss die Zeitspanne der emittierten und entzogenen THG-Mengen in Bezug auf das Jahr der Herstellung des Produkts in der Sachbilanz angegeben werden, und die Auswirkungen dieses zeitlichen Ablaufs der emittierten und entzogenen THG-Mengen des Produktsystems (als CO2e) dürfen mit aufgenommen werden,* ***müssen aber dann separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert*** *werden. Das zur Berechnung der zeitbezogenen Auswirkungen angewendete Verfahren muss im Bericht zur CFP-Studie angegeben und begründet werden."*

- *„Aus* ***fossilen und biogenen*** *Kohlenstoffquellen und -senken stammende emittierte und entzogene THGMengen müssen in den CFP mit einbezogen und separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden."* ([ISO 14067], Abschnitt 6.4.9.2).

  In einer Anmerkung wird klar gestellt, dass bezüglich der Oxidation von Biomasse Reaktionen des biogenen Kohlenstoffs zu Methan, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC) oder sonstige Treibhausgas-Vorstufengase berücksichtigt werden müssen.
- Umgang mit **Strom** ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.9.3):
  Der Umgang mit Strom muss im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden.
  Bezüglich des Umgangs mit sog. „grünen Strom" wird folgendes klargestellt:
  - *„Wenn ein Lieferant von Netzstrom ein bestimmtes Stromprodukt mit spezifischen Lebenswegdaten bereitstellen und sicherstellen kann, dass der Stromverkauf und die zugehörigen emittierten THG-Mengen* ***nicht doppelt gezählt werden****, müssen die Lebenswegdaten für das entsprechende Stromprodukt verwendet werden. Sofern der Stromlieferant keine spezifischen THG-Daten für das spezifische Stromprodukt bereitstellt, müssen die*

emittierten THG-Mengen verwendet werden, die mit dem nationalen Netz im Zusammenhang stehen, in dem der Lebenswegabschnitt stattfindet."

- In einer Anmerkung wird zur Vermeidung von Doppelzählung erläutert: *„Diese Technische Spezifikation umfasst den **Grundsatz der Vermeidung der Doppelzählung**. Dies gilt insbesondere in einigen Situationen, in denen lieferanten-/erzeugerspezifische Emissionsfaktoren für den Strom angewendet werden. [….]. Einige Charakterisierungen der Elektrizität wie grüne Zertifikate werden ohne direkte Bindung an den Strom verkauft. In einigen Ländern werden Teile des Stroms aus erneuerbaren Energiequellen möglicherweise als erneuerbarer Strom verkauft/exportiert, ohne aus dem bereitgestellten Mix herausgenommen worden zu sein."*

- **Landnutzungsänderung** ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.9.4):
  - Direkter Landnutzungsänderun (dLUC: direct Land Use Change):
    - *„Sofern sie signifikant sind, müssen die als Ergebnis einer **direkten Landnutzungsänderung** auftretenden emittierten und entzogenen THG-Mengen in Übereinstimmung mit international anerkannten Verfahren , z. B. entsprechend der Leitlinien des Weltklimarats (IPCC) zu nationalen Inventarberichten, berechnet und in den CFP mit einbezogen werden."*
    - *„Im Zusammenhang mit Landnutzungsänderungen auftretende emittierte und entzogene THG-Mengen müssen **separat im Bericht** zur CFP-Studie **dokumentiert** werden. Werden standortspezifische Daten verwendet, müssen sie auf transparente Weise im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden."*
    - *„Wird ein nationaler Ansatz verwendet, so müssen die Daten auf einer verifizierten Studie, einer durch Dritte unabhängig geprüften Studie (en: Peer Review) oder vergleichbaren wissenschaftlichen Nachweisen basieren und sie müssen im Bericht zur CFP-Studie **dokumentiert** sein.*
  - Indirekte Landnutzungsänderung (iLUC: indirect Land Use Change):

    Treibhausgasemissionen und -senken resultierend aus **indirekter Landnutzungsänderung**) sollten in CFP-Studien berücksichtigt werden, sobald ein international vereinbartes Verfahren vorliegt.

- Kohlenstoffgehalt im Boden ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.9.5): Falls die Treibhausgasemissionen und -senken aus der **Änderung des Bodenkohlenstoffgehaltes** nicht Teil der LUC-Berechnung sind, sollten diese in den CFP aufgenommen und in diesem Fall in dem CFP-Bericht separat dokumentiert werden. Sofern sie einbezogen sind, müssen sie entsprechend international anerkannten Verfahren wie den IPCC-Leitlinien zu nationalen Inventarberichten berücksichtigt werden.
- **Kohlenstoffspeicherung im Produkt** ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.9.6)
    - Wird CO_2 über eine festgelegte Zeit als Kohlenstoff in einem Produkt gespeichert, muss diese Kohlenstoffspeicherung entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 6.4.8 in [ISO 14067] (**Regeln zur Zeitlichen Systemgrenze - s.o.)** behandelt werden.
    - Eine **Verrechnung** von Kohlenstoffspeicherung mit dem CFP ist **nicht zulässig**: *„Wird eine Kohlenstoffspeicherung in Produkten berechnet, muss diese separat im Bericht zur CFP-Studie dokumentiert werden, darf jedoch nicht im CFP berücksichtigt werden.“*
- Nicht-CO2-Emissionen und entzogene THG-Mengen von **Tieren, Stallmist und aus Böden** (z.B. N_2O und CH_4) müssen in den CFP aufgenommen und entsprechend international anerkannter Verfahren wie den IPCC-Leitlinien zu nationalen Inventarberichten berücksichtigt werden ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.9.7).
- Treibhausgasemissionen aus dem **Luftverkehr** müssen in den CFP aufgenommen und in der CFP- Bericht separat dokumentiert werden, sofern sie signifikant sind ([ISO 14067] Abschnitt 6.4.9.8).

Eine Basisanforderung, die sich in allen Stichpunkten wiederfindet, ist die separate Einbeziehung und Dokumentation von THG-Emissionen und entzogenen THG-Mengen.

Für die Wirkungsabschätzung schreibt [ISO 14067] vor, die in der Sachbilanz ermittelten Massen der THG-Eemissionen und entzogenen THG-Mengen als GWP_{100} in der Einheit [kg CO_2e] entsprechend der aktuellsten Version des vom IPCC publizierten Berichtes zu berücksichtigen: Multiplikation der Masse der abgegebenen und entzogenen Treibhausgase mit den vom IPCC in der Einheit von „kg CO_2e je kg $Emissionen_i$“ angegebenen GWP_{100}-Werten. Im Anhang A der [ISO 14067] sind die GWP_{100}-Werte des 4. Sachstandsberichtes des IPCC gelistet.

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen im vorliegenden Projekt über Indikatoren auf Midpoint Ebene abgebildet werden (vgl. Kapitel 1.2.1).

- Die Empfehlungen aller ausgewählten Referenzen (vgl. Abschnitt 3) basieren auf den Veröffentlichungen des IPCC und schlagen die dort publizierten GWPs (Global Warming Potentials) für „well mixed Greenhouse Gases“ (WMGHGs) als Charakterisierungsfaktoren vor. Das GWP_{100} ist ein Midpoint Indikator. Als Referenz für die Faktoren werden in allen berücksichtigten Methodenpapieren die zum Veröffentlichungszeitpunkt aktuellsten IPCC Berichte herangezogen. Die Auftragnehmer schließen sich dieser Empfehlung an. Die aktuellste Fassung ist derzeit der 5. Sachstandsbericht aus dem Jahr 2013 [IPCC 2013].

- Der 5. Sachstandsbericht enthält neu eine deutlich erweiterte Liste an WMGHGs für die nicht nur das GWP, sondern auch das GTP (Global Temperature change Potential) angegeben werden. Es wird darauf hingewiesen, dass neue metrische Konzepte, z.B. inkl. ökonomischer Dimension, besser geeignet sein können politische Ziele zu überwachen[4]. Es wird jedoch auch angemerkt, dass sich der GWP als Default Metrik etabliert hat (S. 711) bzw. rein physikalische Metriken weiterhin überwiegend genutzt werden, nicht zuletzt aufgrund zusätzlicher Unsicherheiten durch Vermeidungskosten oder externe Kosten (S. 715). Aus Gründen der Kontinuität wird für den Anwendungszweck der Ökobilanzierung empfohlen weiterhin das GWP-Konzept als Metrik zu verwenden.

- Ebenfalls neu werden in (IPCC 2013) Werte für den GWP und GTP auf Basis zweier verschiedener Berechnungsmethoden angegeben – der bisherigen (berechnet inkl. climate-carbon feedback beim Referenzgas CO_2 nicht aber für die Nicht-CO_2-Gase) und der aus Konsistenzgründen angepassten (generelle Berücksichtigung von climate-carbon feedbacks). Letztere ist zwar konsistent und realitätsnäher, aber mit höheren Unsicherheiten verbunden[5]. Hier wird wie oben aus Gründen der Kontinuität empfohlen, zunächst die GWP auf Basis der bisherigen Berechnungsweise zu verwenden. Im Weiteren

[4] “The GWP is not directly related to a temperature limit such as the 2°C target, whereas some economic metrics and physical end-point metrics like the GTP may be more suitable for this purpose” (IPCC 2013, p.716)
[5] “Though the uncertainties range for metric values with inclusion of indirect effects and feedbacks is greater, as uncertainties in climate-carbon feedbacks are essential, these calculations provide a more consistent methodology” (IPCC 2013, p.717)

sollte jedoch geprüft werden, ob künftig im Kontext der Ökobilanzierung auf die neu konsistent berechneten, realitätsnäheren Werte umgestellt werden sollte, zum Preis der höheren Unsicherheit.

- Des Weiteren bespricht der 5. Sachstandsbericht GWPs für die near-term climate forcers (NTCFs) NOx, CO, VOC sowie black und organic carbon und weist GWPs nach Regionen aus der Literatur aus. Für diese wird keine Empfehlung zum Umgang abgegeben, es wird aber darauf hingewiesen, dass die Berechnung der GWPs für NTFCs eine substanzielle Herausforderung darstellt, die sich in den hohen Unsicherheitsbandbreiten wiederspiegelt. Bei NOx liegen die Unsicherheiten so hoch, dass bei manchen Regionen nicht ausgesagt werden kann, ob NOx einen positiven oder negativen Treibhauseffekt hat. Eigene GWPs für NTFCs werden vom IPCC weiterhin nicht bereitgestellt. Aufgrund der sehr hohen Unsicherheiten wird empfohlen im Standardfall die NTFCs nicht im GWP zu berücksichtigen; es ist je nach Fragestellung aber durchaus sinnvoll, sie unter separater Ausweisung mit auszuwerten.

- Die unterschiedlichen in Abschnitt 3 ausgewählten Referenzen unterscheiden sich in der Wahl des Bezugszeitraumes. Während die meisten Methodenpapiere (UBA 1995, CML 2002, JRC 2011 und GPPS 2011) einen Zeithorizont von 100 Jahren empfehlen, werden in Impact 2002+ Faktoren für 500 Jahre angeraten. ReCiPe 2008 schlägt abhängig von der Zielsetzung der Studie Zeithorizonte von 20, 100 oder 500 Jahren vor.

- Unter Verweis auf große Unsicherheiten der Daten sind in [IPCC 2013] keine GWP-Faktoren für den Zeithorizont von 500 Jahren mehr angegeben. Daher empfehlen die Auftragnehmer das GWP_{500} nicht zu berücksichtigen.

- Die Auftragnehmer empfehlen die Verwendung der Faktoren für einen Zeithorizont von 100 Jahren (GWP_{100}). Diese sind unter Berücksichtigung der oben ausgeführten Empfehlungen dem jeweils aktuellsten IPCC-Bericht zu entnehmen, derzeit [IPCC 2013].

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung von Wirkungsabschätzungsergebnissen bilden die in Sachbilanzen zusammengestellten Inventare. Aufgrund bestehender Berichtspflichten liegen die Stofflisten über Treibhausgase in der Regel vollständig vor. Neben der allgemeinen

Prüfung der Vollständigkeit dieser Daten soll auf nachfolgend beschriebene Anforderungen geachtet werden (vgl. auch Abschnitt 3.7.2).

- Es werden alle Quellen (Emissionen in die Atmosphäre) und Senken (Entzug aus der Atmosphäre) von Treibhausgasen (THG) berücksichtigt.
- Die Anrechnung von vermiedenen Emissionen durch Kompensationsmaßnahmen z.B. nach dem Kyoto-Protokoll („Joint Implementation“ und „Clean Development Mechanism[6]) ist nicht zulässig (teils „Carbon Offsetting“ genannt).
- Die in Inventaren enthaltenen Emissionswerte basieren teilweise auf einfachen Berechnungen, wie z.B. die Berechnung von CO2-Emissionen aus Verbrennungsprozessen, können allerdings auch auf Annahmen bzw. Konventionen bezüglich Prozessen in der Landwirtschaft oder am Ende-des-Produktlebensweges (z.B. bei Methan- oder Lachgasemissionen) beruhen. Die getroffenen Annahmen zur Ermittlung der Emissionsmengen müssen transparent dokumentiert und plausibilisiert werden.
- Fossile und biogene Kohlenstoffflüsse müssen in den Inventaren aus Transparenzgründen getrennt ausgewiesen werden. Auf eine geschlossene Kohlenstoffbilanz (Inputs sowie Outputs des Untersuchungssystems, sowie ggf. Senken innerhalb des Untersuchungssystems) ist zu achten. Kommen in einer Bilanz Senken vor, sind die zugrunde liegenden Annahmen nachvollziehbar zu begründen und zu dokumentieren:
    - Im Falle von Produkten aus Biomasse werden sowohl der Kohlenstoffentzug während des Pflanzenwachstums als auch die am Ende-des-Produktlebensweges freigesetzten Emission berechnet. Ergänzend ist differenziert zu quantifizieren, ob bei biogenen Zersetzungsprozessen andere Treibhausgase (z.B. Methan) entstehen. Die diesbezüglichen Annahmen müssen dokumentiert werden.
    - Per Konvention des IPCC werden biogene CO_2-Emissionen dem Treibhauseffekt nicht zugerechnet, da hierbei genau soviel CO_2 freigesetzt wird, wie zuvor der Atmosphäre beim Wachstum der Pflanze entzogen wurde. Diese Konvention ist für nationale THG-Inventarien verpflichtend. Es ist möglich, dass in Datensätzen aus Datenbanken dieser Ansatz bereits implementiert ist. Für die Produktbilanzierung

[6] Joint Implementation: „gemeinsame Umsetzung“; Durchführung von Emissionsreduktionsprojekten in anderen Staaten und Einsatz der Emissionsreduktionsgutschriften aus diesen Projekten für die Erfüllung der Kyoto-Verpflichtungen
Clean Development Mechanism: „Mechanismus zur umweltgerechten Entwicklung“; Durchführung von Emissionsreduktionsprojekte in Entwicklungsländern und Einsatz der Emissionsreduktionsgutschriften aus diesen Projekten für die Erfüllung ihrer Kyoto-Verpflichtungen

ist dieser Ansatz anwendbar, wenn die ins Produktsystem aufgenommenen CO_2-Stoffflüsse nicht als negativer Treibhauseffekt verbucht werden. Geschieht letzteres, dann sind biogene CO_2-Emissionen ebenso dem Treibhauseffekt zuzurechnen wie fossile. Alle Datensätze sind daraufhin kritisch zu prüfen und im Hinblick auf eine geschlossene Kohlenstoffbilanz ggf. anzupassen.

- Da es sich bei Getränkeverpackungen um kurzlebige Produkte handelt, ist die Berechnung von Kohlenstoffspeicherung im Produkt nicht zulässig. Alle emittierten und entzogenen THG-Mengen müssen so berücksichtigt werden als wären sie zu Beginn des Untersuchungszeitraums freigesetzt oder entzogen worden. Das gilt für alle Verpackungsstufen (auch für Paletten).
- Zur Berücksichtigung elektrischen Stroms muss im Basisszenario grundsätzlich Graustrom verwendet werden (für alle Prozessmodule der jeweils zutreffende nationale Strommix).
- Spezifischen Emissionen „Grünen Stroms“ dürfen höchstens in einer Sensitivitätsanalyse untersucht werden, wenn
    - die referenzierten Anlagen nicht älter als 5 Jahre sind
    - diese Anlagen nicht per EEG-Umlage finanziert wurden
    - dieser Strom nachweislich nicht bereits im nationalen Strommix verrechnet wurde (Prinzip der Vermeidung von Doppelzählung).
- Veränderungen der Kohlenstoffbilanz im Zusammenhang mit direkter Landnutzungsänderungen (dLUC) sind in der Sachbilanz zu berücksichtigen und transparent auszuweisen. Dabei sollte mindestens nach Biomassetyp und Region differenziert werden. dLUC ist prinzipiell unabhängig vom Zeitpunkt der Landnutzungsänderung anzurechnen. Aus pragmatischen Gründen sind für die Mindestanforderungen die Landnutzungsänderungen ab 1990 einzubeziehen.
- Die Ermittlung der mit der direkten Landnutzungsänderung verbundenen THG-Emissionen und THG-Entzüge muss transparent dargestellt werden. Eine Bezugnahme auf die methodische Vorgehensweise nach IPCC kann dabei hilfreich sein.
    - Teilweise werden in Datenbanken Default-Werte spezifisch für Biomassetyp und Region bereitgestellt (z.B. PAS 2050). Solche Werte müssen einerseits auf Konsistenz zu der IPCC-Methodik und andererseits auf Anwendbarkeit auf die untersuchten Biomassetypen und deren Anbaugebiete überprüft sowie das Ergebnis dokumentiert werden.

- Hinsichtlich des dLUC aus der Forstwirtschaft existieren - in derzeit veröffentlichten Richtlinien und Datenbanken - Datenlücken. Hier besteht noch weiterer Forschungsbedarf, um offene methodische Punkte in Bezug auf dLUC in Forstökosysteme zu adressieren.

- Hinsichtlich der Nutzung von Torf sind neben den Emissionen durch Entwässerung und Abbau zusätzlich Emissionen durch Mineralisierung infolge des Einsatzes in Landwirtschaft und Gartenbau sowie durch Verbrennung zu berücksichtigen.

  Umstritten ist die Einstufung von Torf bzgl. der Frage, ob es sich um fossiles Material handelt bzw. ob bei der Verbrennung oder Mineralisierung entstehende CO2-Emissionen bei der Treibhausgasberechnung als fossil angesehen werden oder nicht.

  In [IPCC 2006] wird festgestellt, dass Torf streng genommen weder als fossiler noch als biogener Brennstoff kategorisiert werden kann und somit Treibhausgasemissionen aus der Torfverbrennung in den nationalen Emissionen als fossil geführt werden.[7]

  Im Sinne einer konservativen Vorgehensweise wird im Rahmen dieser Studie bezüglich der Wirkungskategorie „Klimawandel“ vorgegeben, Kohlenstoffflüsse in Verbindung mit der Gewinnung und Nutzung von Torf den fossilen Kohlenstoffflüssen zuzuordnen.

- Nicht-CO_2-Emissionen und entzogene THG-Mengen von Tieren, Stallmist und aus Böden (z.B. N_2O und CH_4) müssen berücksichtigt werden. Eine Bezugnahme auf die methodische Vorgehensweise nach IPCC kann dabei hilfreich sein.
- Treibhausgasemissionen aus dem Luftverkehr müssen berücksichtigt werden.

[7] [IPCC 2006]: “Although peat is not strictly speaking a fossil fuel, its greenhouse gas emission characteristics have been shown in life cycle studies to be comparable to that of fossil fuels […]. Therefore, the CO_2 emissions from combustion of peat are included in the national emissions as for fossil fuels.“

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Klimawandel

Wirkungskategorie-Indikator: GWP_{100} (Global Warming Potential) [kg CO2e]

Charakterisierungsfaktor: $GWP_{100\,i}$ [kg CO2e/kg Emission i]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Vermeidung vielfältiger Folgewirkungen aufgrund globaler Erwärmung.
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist das Treibhauspotenzial GWP_{100} [kg CO_2e]
- Zeitlichen Systemgrenze: Alle Getränkeverpackungen (alle Verpackungsstufen) werden als kurzlebige Produkte (Lebensdauer < 10 Jahre) behandelt.
- Zeitliche Systemgrenze: Jede direkter Landnutzungsänderung nach 1990 wird vollumfänglich im untersuchten Produktsystem berücksichtigt. (1990 ist eine pragmatische Setzung, vgl. auch Kapitel 5)

Sachbilanz:

- Alle THG-Emissionen und THG-Entzüge müssen berücksichtigt werden.
- Die Anrechnung von vermiedenen Emissionen durch „Carbon Offsetting“ ist nicht zulässig.
- Biogener und fossiler Kohlenstoff müssen getrennt ausgewiesen werden.
- Kohlenstoffflüsse in Verbindung mit der Gewinnung und Nutzung von Torf sind den fossilen Kohlenstoffflüssen zuzuordnen. Demzufolge sind Emissionen aufgrund von Verbrennung oder Zersetzungsprozessen wie Emissionen anderer fossiler Materialien, die bei Zersetzung Treibhausgase freisetzen, zu behandeln.
- Es ist auf eine geschlossene C-Bilanz zu achten: Prüfung und Dokumentation der verwendeten Datensätze im Hinblick auf symmetrische Behandlung des biogenen

und nicht-biogenen Kohlenstoffdioxids hinsichtlich Entzug und Freisetzung am Ende-des-Produktlebensweges.

- Überprüfung und Dokumentation von Konventionen und Annahmen hinsichtlich der Bestimmung von Methan/Lachgasemissionen aus der Landwirtschaft
- Dokumentation der getroffenen Annahmen für Senken (z.B. Deponien)
- Berücksichtigung von bei direkter Landnutzungsänderung (dLUC) entzogenen bzw. emittierten Treibhausgasen sowie Dokumentation der getroffenen Annahmen.
- Grundsätzlich ist im Basisszenario für alle Daten- und Prozessmodule der jeweils zutreffende nationale Strommix (Graustrom) zu verwenden. Datensätze, die aus Datenbanken entnommen werden, sind auf ihre Stimmigkeit mit dieser Anforderung zu überprüfen.

<u>Wirkungsabschätzung:</u>

- Charakterisierungsfaktor: Global Warming Potential $GWP_{100\,i}$ [kg CO2e/kg Emission i]
- GWP-Faktoren der WMGHGs aus dem aktuellsten IPCC-Sachstandsbericht (derzeit [IPCC 2013]) mit dem Zeithorizont: 100 Jahre

<u>Auswertung:</u>

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Ergebnisse hinsichtlich der bei der Bilanzierung von Deponien und Mineralisierungsprozessen am Ende-des-Produktlebensweges (z.B. Kompostierung) und landwirtschaftlichen Systemen getroffenen Annahmen. Ggf. Durchführung einer Sensitivitätsanalyse.
- Kritische Diskussion des Einflusses spezifischer Annahmen bezüglich :
    - direkter Landnutzungsänderung
    - Kohlenstoff-Speicherung (Senken)
- Differenzierte Sektoralanalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse

7 Literatur

[BSI PAS 2050] PAS 2050:2011—Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. British Standards Institution.

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[GHG 2011] Greenhouse gas protocol. Product life cycle accounting and reporting standard (2011). Washington, DC, Geneva, Switzerland: World Resources Institute; World Business Council for Sustainable Development.

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IPCC 2006] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan

[IPCC 2007] Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller (eds.), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge UK and New York.

[IPCC 2013] Stocker,T.F.; Qin,D.; Plattner,D.-K.; Tignor,M.; Allen,S.K.; Boschung,J.; Nauels,A.; Xia,Y.; Bex,V.; Midgley,P.M. (eds.): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

[ISO 14040] DIN EN ISO 14040:2009-11: Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. Berlin

[ISO 14044] DIN EN ISO 14044:2006-10: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. Berlin

[ISO 14067] ISO/TS 14067:2013: Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification and communication.

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[ORFA 2008] Office of the Renewable Fuels Agency (2008), Carbon and sustainability reporting with the Renewable Transport Fuels Obligation – Technical Guidance (Part 2), Department for Transport, London

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95.

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

Anhang 5

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Stratosphärischer Ozonabbau

Inhalt

1 Das Umweltproblemfeld 2

2 Struktur des erforderlichen Indikators 5

2.1 Allgemeine Struktur des Indikators 5

2.2 Indikator der WMO 5

2.2.1 Modellbasierte ODP 7

2.2.2 Semiempirische ODP 8

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 10

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen 11

3.2 CML 2002 11

3.3 JRC 2011) 11

3.4 ReCiPe 2008 12

3.5 GPPS 2011 12

3.6 Impact 2002+ 12

4 Empfehlungen 14

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 17

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 18

7 Literatur 19

Anhang I: ODP Liste aus [WMO 2010] 22

Anhang II: ODPs für langlebige for long-lived halogenierte Kohlen-wasserstoffe aus [WMO 2002] 23

Anhang III: Vorschlag für ODPs (siehe Empfehlungen Kapitel 4) 24

Anhang IV: Erhebung bestimmter klimawirksamer Stoffe 2012 - Verwendung von Kältemitteln [B-Statis 2013] 25

1 Das Umweltproblemfeld

Die Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“ adressiert den durch anthopogene Aktivitäten verursachten Abbau der stratosphärischen Ozonschicht. Stratosphärisches Ozon absorbiert den kurzwelligen Anteil der Sonnenstrahlung zwischen ca. 200 – 300 nm. Kurzwellige UV-Stahlung hat vielfältige Wirkungen auf Menschen, Tiere und Pflanzen wie Mutationen, Hautkrebs, Hemmung des Immunsystems und Hemmung der Fotosynthese. Im Hinblick auf die Funktionalität von Ökosystemen sind z.B. die Schädigung des Phytoplankton in den oberen Schichten der Ozeane, als wichtigstes Glied der maritimen Nahrungskette, sowie Wachstumsstörungen und Zellschäden an höheren Pflanzen von Bedeutung.

Ozon in der Stratosphäre steht in einem dynamischen Gleichgewicht zwischen Bildung und Abbau (Chapman Zyklus). Gestört wird dieses Gleichgewicht durch den katalytischen Ozonabbau aufgrund von Reaktionen mit reaktiven Atomen (wie Chlor und Brom), die aus langlebigen und in der Troposphäre sehr stabilen Halogenverbindungen in der Stratosphäre gebildet werden können (Vorläufersubstanzen). Diese Halogenverbindungen haben anthropogenen Ursprung (vgl. Tab. 1).

Der Transport von der Emissionsquelle durch die Troposphäre ist ein langsamer Prozess, weshalb zwischen Emission und beginnender Wirksamkeit eine erhebliche zeitliche Verzögerung (Jahre bis Jahrzehnte) besteht [Klöpffer et al. 2001].

Neuere Erkenntnisse zeigen, dass neben den genannten Halogenverbindungen maßgeblich auch N_2O, zum stratosphärischen Ozonabbau beiträgt. Die Rolle von N2O wurde lange unterschätzt und hat nach [WMO 2010] eine größere Bedeutung als die relevanten Halogenverbindungen:

„Nitrous oxide (N_2O) is known to both deplete global ozone and warm the climate. The current ODP-weighted anthropogenic emission is larger than that of any ODS” [WMO 2010]

Die mengenmäßig bedeutsamste Ursache von N_2O-Emissionen ist die Denitrifikation in Böden und Gewässern. Hier spielen sowohl die vom Menschen nicht beeinflußten Ökosysteme (Böden unter natürlicher Vegetation und Ozeane) wie auch anthropogene Aktivitäten (Landwirtschaft, Binnengewässer) eine wesentliche Rolle [IPCC 2007]

Anthropogen verursachte N_2O-Emissionen können auch bei industriellen Prozessen auftreten

Die zum Ozonabbau beitragenden Verbindungen bzw. Substanzgruppen sowie Beispiele anthopogener Quellen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Zum stratosphärischen Ozonabbau beitragende Substanzen und deren anthropogene Quellen

Emission	Beispiele typischer Quellen
Vollhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW, nach IUPAC: CFKW, engl. CFC)	Treibmittel für Sprays und Schaumstoffe Kältemittel für Kälteanlagen und kleinere Klimaanlagen Polyurethanherstellung Reinigungs- und Lösemittel in der Textil- und Elektroindustrie
Teilhalogenierte Fluorchlorkohlenwasserstoffe (H-FCKW, engl. HCFC) und teilfluorierte Kohlenwasserstoffe (H-FKW, engl. HFC)	
Halone: vollhalogenierte, bromhaltige Alkane	Löschmittel (Handfeuerlöscher und stationäre Löschanlagen)
Methylbromid	Schädlingsbekämpfung, z.B.: Pestizide,
Tetrachlormethan	Reinigungs- und Lösemittel
Methylchloroform	Reinigung von z.B. metallischen Werkstücken, Lösemittel in Farben, Klebstoff
Lachgas (N_20)	Salpeter-, Adipinsäure und Nylon-Herstellung Verbrennungsprozesse Bodenbearbeitung (Düngemittel) Biomasseverbrennung Tiermast/Futtermittel

Der Einsatz chlorierter bzw. bromierter Kohlenwasserstoffe, die zum stratosphärischen Ozonabbau beitragen, wurde auf Basis der Wiener Konvention zum Schutz der Ozonschicht vom 22. März 1985 und dem Montreal Protokoll vom 16. September 1987 sowie späterer Anpassungen des Protokolls in Folgekonferenzen geregelt[1]. Verabredet wurde ein stufenweises Verbot der Verwendung bzw. der Herstellung folgender Stoffe (Industrieländer/Entwicklungsländer):

- FCKW: 1996, 2010;
- Halone: 1994 / 2010;
- Methylchloroform (1996 / 2015);
- Methylbromid (2005 / 2015);

[1] UNEP - United Nations Environment Programme - Ozone Secretariat: http://montreal-protocol.org/new_site/en/index.php

- H-FCKW (2030 / 2040).

Für anthropogene N_2O-Emissionen existieren bislang keine nennenswerten Restriktionen.

Der Wirkort der Schadstoffe ist die Stratosphäre. Daher ist eine geographische Zuordnung weder für Emissionen noch für Immissionen auf der Erdoberfläche relevant. Zu berücksichtigen ist der vertikale Transport von der Erdoberfläche in die Stratosphäre.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

2.1 Allgemeine Struktur des Indikators

Völlig unabhängig von der Ökobilanzierung wurde unter Beteiligung der entsprechenden Fachwissenschaften von der World Meteorological Organization (WMO) im Kontext des Montreal Protokolls mit dem „Ozone Depletion Potential“ (ODP) ein Indikator entwickelt, der den in Ökobilanzen gebräuchlichen Charakterisierungsfaktoren entspricht und somit ohne Veränderungen übernommen werden kann (vgl. Kapitel 2.2).

Das von der WMO entwickelte ODP berücksichtigt die chemischen Reaktionen in der Stratosphäre, die zum katalytischen Abbau von Ozon führen. Das numerische Ergebnis für eine Substanz i wird bezogen auf das Ergebnis von CFC-11 (Trichlorfluormethan). Das ODP stellt einen klassischen Midpoint-Indikator dar und repräsentiert mögliche Folgewirkungen (Wirkungspotenziale) des stratosphärischen Ozonabbaus. Die allgemeine Struktur des Midpoint-Indikators für den stratosphärischen Ozonabbau kann vergleichbar zu den anderen emissionsseitigen Wirkungskategorien folgendermaßen dargestellt werden:

$$S_i = f(Ch_i) \qquad (4a)$$

S_i =Score: Außmaß des potentiellen Ozonabbaus durch Luftschafstoff (i)

Ch_i = Faktor für die chemische Umwandlung: Abbau von Ozon durch Schadstoff (i)

Die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren aus Formel (4a) basiert allein auf chemischen Reaktionen (Chi), die zum katalytischen Ozonabbau führen. Zur Quantifizierung des Ozonabbaus dienen komplexe Ansätze, die Reaktionen der emittierten Verbindungen (Vorläufersubstanzen) bis in die Stratosphäre berücksichtigen: atmosphärenchemische Vorgänge in Troposphäre und Stratosphäre, Durchdringung der Tropopause.

2.2 Indikator der WMO

Gemäß Artikel 6[2] des Montreal Protokolls wird in regelmäßigen Abständen von der Weltorganisation für Meteorologie (World Meteorological Organization – WMO) und dem

[2] Montrealer Protokoll vom 16. September 1987, letzte Fassung vom 03. April 2003 - Artikel 6 Bewertung und Überprüfung der Regelungsmaßnahmen:

Umweltprogramm der Vereinten Nationen (United Nations Environment Programm – UENEP) unter dem ‚Global Ozone Research and Monitoring Project' eine Bewertung des Ozonabbaus durchgeführt und in einem Bericht zusammengefasst. Der erste Bericht ([WMO 1989]) wurde 1990 veröffentlicht. Der letzte veröffentlichte Bericht, der in diesem vorliegenden Dokument berücksichtigt wurde, stammt aus dem Jahr 2011 [WMO 2010].

In den WMO Berichten wird zur Rangordnung der Schädlichkeit der verschiedenen Schadstoffe bzw. zur Quantifizierung der relativen Wirkung der Schadstoffe das Ozonabbaupotential (Ozone Depletion Potential - ODP) herangezogen (vgl. Kapitel 2.1).

Zur Berechnung der ODPs in den WMO Berichten existieren verschiedene Ansätze, die in folgende Kategorien eingeteilt werden können:

- Modellbasierte ODPs (Kapitel 2.2.1)
- Semiempirische ODPs (Kapitel 2.2.2)

Bis 2002 wurden von der WMO modellbasierte ODPs berichtet [WMO 2002]. Die neusten Faktoren aus [WMO 2010] (siehe Anhang I) basieren auf dem Semiempirischen Ansatz. Schon in [WMO 2002] (siehe Anhang II) wurde dieser Ansatz zusätzlich zu dem Modellbasierten Ansatz zur Berechnung der ODPs herangezogen. Seit 2006 werden nur noch Semiempirische Faktoren gelistet [WMO 2006].

Neu in [WMO 2010] ist die explizite Nennung von N_2O als zum stratosphärischen Ozonabbau beitragende Substanz. In der Tabelle aus Anhang I ist in den Fußnoten ein Faktor für N_2O enthalten. Der Faktor entstammt der Publikation von [Ravishankara et al. 2009]. In [WMO 2010] wird im Abschnitt 5.2.2.2 diskutiert, dass N_2O zwar einen verhältnismäßig geringen Charakterisierungsfaktor besitzt, aber Aufgrund der Emissionsmengen relevant signifikanten Beitrag zum stratosphärischen Ozonabbau beiträgt.

Zusätzlich zu den zwei verschiedenen Ansätzen (modellbasiert und semiempirisch) wird zwischen Time-Dependent (zeitabhängigen) und Steady-State (zeitunabhängigen) Faktoren unterschieden. Beim Steady-State Ansatz wird von einer unendlichen Zeitspanne ausgegangen, d.h. dass alle Chlor-/Bromatome, die innerhalb der Lebenszeit eines Schadstoffes frei gesetzt werden, zum Ozonabbau beitragen. Bei der Berechnung mit dem

„Erstmalig 1990 und danach mindestens alle vier Jahre bewerten die Vertragsparteien die in Artikel 2 und den Artikeln 2A bis 2I vorgesehenen Regelungsmaßnahmen auf der Grundlage verfügbarer wissenschaftlicher, umweltbezogener, technischer und wirtschaftlicher Informationen. […]"

Time-Dependent Ansatz wird eine beliebige Zeitspanne von z.B. 50 oder 100 Jahren betrachtet. Dabei werden die momentanen Schäden in den Vordergrund gerückt. Folgendes Beispiel soll dies verdeutlichen:

> Das ODP einer Substanz y mit einer Lebensdauer von 100 Jahren erhält mit dem Time-Dependent Ansatz bei einem Betrachtingszeitraum von 100 Jahren einen höheren Faktor als mit dem Steady-State Ansatz. Der Grund hierfür liegt in der längeren Lebensdauer der Referenzsubstanz CFC-11 (<6400 Jahre). Während die Substanz y nach 100 Jahren komplett abgebaut ist und die Ozonschicht geschädigt hat, wird CFC-11 den Ozonabbau noch Jahrzehnte später fördern. Bei Berücksichtigung kürzeren Zeitspannen können somit zeitnahe Schäden besser hervorgehoben werden.

Die im [WMO 2010] gelisteten ODPs sind Steady-State Faktoren (siehe Anhang I).

Die modellbedingten bzw. messungsbedingten Unsicherheiten wie z.B. das Verhalten der Substanzen in der Atmosphäre oder die Ermittlung der Lebensdauern sind in den WMO-Veröffentlichungen dokumentiert.

2.2.1 Modellbasierte ODP

Zur Berechnung der modellbasierten ODP dienen mehrdimensionale chemische Transportmodelle (vertikaler Transport), die photochemische Reaktionen, dynamische Prozesse und Strahlungsprozesse integrieren [Tressaud 2006].

Die Berechnung von Modellbasierten OPDs erfolgt über folgende Formel (4b). Die Terme des Nenners und des Zählers entsprechen jeweils dem Term „chemische Umwandlung“ aus Formel (4a).

$$\mathrm{ODP}(X, \vec{x}_e, t_e) = \frac{\Delta \mathrm{O}_3(X, E)}{\Delta \mathrm{O}_3(\mathrm{CFC\text{-}11}, E)} \qquad (4b)$$

$\mathrm{ODP}(X, \vec{x}_e, t_e)$ = Ozone Depletion Potential der Substanz X

$\Delta O_3(X, E)$ = Steady-State Änderung der stratosphärischen Ozonbelastung durch Emission der Substanz X (Menge E, am Standort $\vec{x}_e$ zur Zeit t_e) [kg/Jahr]

ΔO_{CFC-11} (CFC-11, E) = Steady-State Änderung der stratosphärischen Ozonbelastung durch Emission von CFC-11 (Menge E, am Standort $\vec{x}_e$ zur Zeit t_e) [kg/Jahr]

(Quelle: WMO 2002)

Das Ergebnis der Formel (4b) sagt aus, wie viel an stratosphärischem Ozon durch eine Punktemission der Substanz X im Verhältnis zu CFC-11 (Emission der gleichen Menge, am gleichen Ort, zur gleichen Zeit) abgebaut wird. Die Änderung der stratosphärischen Ozonkonzentration ergibt sich aus der Modellierung des Zustands der Ozonschicht vor und nach der Emission der Vorläufersubstanz.

Die Aktuellsten modellbasierten Steady-State Faktoren sind [WMO 2002] zu entnehmen.

2.2.2 Semiempirische ODP

Als Alternative zu den Modelbasierten ODPs entwickelte [Solomon & Albritton 1992] einen Semiempirischen Ansatz zu Bestimmung der ODPs. Dieser Ansatz beruht hauptsächlich auf Messungen und nur noch teilweise auf Modellen. Für den Semiempirischen Ansatz spricht lt. [Tressaud 2006], dass ODP unabhängig von der Existenz chemischer Transportmodelle berechnet werden können. Somit können auch für Substanzen, für die bisher keine vertikalen Transportmodelle entwickelt wurden, Faktoren bereitgestellt werden. Weiterhin besteht lt. [Tressaud 2006] im Gegensatz zu den Modellbasierten ODPs nicht die Gefahr, dass sich die ODPs je nach Modell unterscheiden.

Allerdings werden für die Berechnung der Stofflebensdauern, welche in den semiempirischen ODP ebenfalls berücksichtigt sind, weiterhin Transportmodelle benötigt.

Die Daten für den Semiempirischen Ansatz beruhen hauptsächlich auf der Lebensdauer, den physikalischen Eigenschaften der Substanzen, dem sogenannten „Release Factor“ und im Falle von Brom in der relativen Effizienz]. [WMO 2002]. Folgende Formel zeigt die Berechnungsweise der Semiempirischen ODPs:

$$ODP_i = FR_i * \alpha * \frac{\tau_i}{\tau_{CFC-11}} * \frac{M_{CFC-11}}{M_i} * \frac{n_i}{3} \quad (4c)$$

ODP_i = Ozone Depletion Potential der Substanz i
FR_i = Fractional Release Faktor der Substanz i
α = relative Effizienz der Ozonzerstörung der Halon Bestandteile im Vergleich zu Chlor
$\tau_{i/CFC\text{-}11}$ = komplette Lebensdauer der Substanz i bzw. CFC-11 [Jahren]
$M_{i/CFC\text{-}11}$ = Molare Masse der Substanz i bzw. CFC-11
n_i = Anzahl der Halogen-Atome der Substanz
(Quelle: nach [WMO 2002])

Das berechnete ODP_i aus Formel (4c) berücksichtigt die Anzahl der Halogenatome einer Vorläufersubstanz im Verhältnis zur Anzahl in CFC-11.

Über Lebensdauer und Molmasse wird abgeschätzt, wie viel der am Boden emittierten Vorläufersubstanz in die Stratosphäre gelangt. Mit dem Faktor α wird die katalytische Effizienz von Brom gegenüber Chlor einbezogen. Bei Chlor ist dieser Faktor gleich 1.

Der Release Factor beschreibt wie viel anorganisches Halogen (Chlor und Brom) von der in die Stratosphäre gelangten Vorläufersubstanz i im Verhältnis zur Vorläufersubstanz CFC-11 freigesetzt wird. . Dieser Wert beruht auf Beobachtungen.

In [WMO 2010] wurde ein Update der Release Faktoren mit Daten von [Newman et al. 2007] vorgenommen. Diese Werte basieren auf NASA ER-2[3] Messungen.

Die aktuellsten Semiempirischen Steady-State Faktoren sind [WMO 2010] zu entnehmen.

[3] ER-2 ist ein Flugzeug, das zu Zeiten des Kalten Kriegs zur Spionage diente und nun statt einer Kamera eine Vielzahl chemischer Sensoren mit sich trägt. Es kann zwischen 18 000 und 20 000 Meter Höhe, das heißt mitten in der Stratosphäre, direkte Messungen vornehmen. „Endlich werden die Luftbeobachtungen nun durch Messungen, die mehr als zwanzig Bodenstationen den ganzen Winter über durchführen, sowie durch Daten ergänzt, die von dem Instrument GOME (Global Ozone Monitoring Experiment) an Bord des Satelliten ER2 der ESA gesammelt werden. Diese Messungen bilden sozusagen den Hintergrund der Höhenversuche", fährt Harris fort. „Sie sind natürlich nicht so genau wie die Analysen in situ, aber sie erlauben, die Variationen der Dichte der Ozonschicht in sehr viel größeren geographischen Maßstäben einzuschätzen, insbesondere über den mittleren Breitengraden." Quelle: http://ec.europa.eu/research/rtdinfo/de/26/envir1.html

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „stratosphärischer Ozonabbau“.

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	[WMO 1998] + Aktualisierungen Wirkungskategorie-Indikator: ODP [kg CFC-11-e] Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11-e/$kg_{Emission\ i}$] Semiempirische Steady-State Faktoren
[CML 2002] + Aktualisierungen	[WMO 1998] + Aktualisierungen Wirkungskategorie-Indikator: ODP [kg CFC-11-e] Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11-e/$kg_{Emission\ i}$] Semiempirische Steady-State Faktoren
[JRC 2011]	[WMO 1998] + Aktualisierungen Wirkungskategorie-Indikator: ODP [kg CFC-11-e] Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11-e/$kg_{Emission\ i}$] Semiempirische Steady-State Faktoren
ReCiPe 2008	[WMO 2002] + Aktualisierungen Wirkungskategorie-Indikator: ODP [kg CFC-11-e] Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11-e/$kg_{Emission\ i}$] Semiempirische Steady-State Faktoren
[GPPS 2011]	[WMO 1989] mit Verweis auf andere Methodensammlungen, z.B. ReCiPe Wirkungskategorie-Indikator: ODP_i [kg CFC-11-e] Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11-e/$kg_{Emission\ i}$]
[Impact 2002+]	Faktoren der US Environmental Protection Agency (EPA): Ozone Depletion Potential List (basierend auf [WMO 2006]) Wirkungskategorie-Indikator: ODP [kg CFC-11-e] Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11-e/$kg_{Emission\ i}$] Semiempirische Steady-State Faktoren

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen

Der Stratosphärische Ozonabbau wird in [UBA 1995], und [UBA 1999] adressiert, allerdings bis heute in keiner UBA-Getränkeverpackungsökobilanz quantifiziert und ausgewertet. Folgende Begründungen zum Ausschluß dieser Wirkungskategorie werden in den Studien genannt:

- Verweis auf das Montreal Protokoll und speziell auf die Einstellung der FCKW-Produktion in Deutschland im Jahr 1994.
- Aufgrund unzureichender Datenverfügbarkeit wurden keine Stoffe dieses Wirkungsprofils in der Sachbilanz erhoben.
- Der Beitrag des N2O lässt sich nicht zufrieden stellend quantifizieren (fehlender Charakterisierungsfaktor)
- Der Abstand zum angestrebten Umweltzustand (distance to target) wird in [UBA 1999] als gering eingestuft.

3.2 CML 2002

Die Basismethode von [CML 2002] bezieht sich auf die Faktoren von [WMO 1998], weist allerdings darauf hin, dass immer die aktuellsten publizierten Faktoren genutzt werden sollen. 2008 erfolgte ein Update der CML Faktoren auf Semiempirische Steady-State ODP aus [WMO 2002]. Für Substanzen (z.B. HBFC-2401, HBFC-1201), die in [WMO 1998] bzw. [WMO 2002] aufgrund zu geringer Konzentrationen nicht mehr betrachtet werden, greift [CML 2002] auf die Werte von [WMO 1992] zurück. Als Alternativen werden in CML 2002 Time-Dependent Charakterisierungsfaktoren von [Solomon & Albritton 1992] für Bezugszeiten von 5-40 Jahren vorgeschlagen.

3.3 JRC 2011)

In [JRC 2011] wird vorgeschlagen die aktuellsten von der WMO publizierten ODP zu verwenden, allerdings wird [WMO 1998] als derzeit verfügbare Quelle genannt.

Im ILCD Handbuch wird kurz andiskutiert, dass bei verschiedensten Fragestellungen evtl. Time-Dependent-Faktoren herangezogen werden können (siehe Kapitel 2.2).

3.4 ReCiPe 2008

[ReCiPe 2008] folgt bei fast allen Charakterisierungsfaktoren dem Semiempirischen Ansatz von [WMO 2002]. Bei einzelnen Substanzen (z.B. HBFC-2401, HCFC-22) sind keine Semiempirischen ODP vorhanden, weshalb dort auf Modellbasierte ODP von [WMO 2002] oder [WMO 1998] zurückgegriffen wird.

In der publizierten Liste der Charakterisierungsfaktoren vom Februar 2013 sind zudem Charakterisierungsfaktoren für folgende Substanzen enthalten.

- 1,1,2-Trichlorethan (Faktor vom Isomer HCFC-140 / 1,1,2-Trichlorethan)
- unspezifizierte chlorierte Kohlenwasserstoffe (Gewichteter Durchschnittswert: CF = 0,00617 kg CFC-11 äq.)

Alle anderen Methodensammlungen stellen für diese Substanzen keine Faktoren bereit.

1,1,2-Trichlorethan ist nicht im Anhang I der geregelten Stoffe der „Verordnung (EG) Nr. 1005/2009 des europäischen Parlaments und des Rates über Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen“ enthalten [EG 1999].

Die Berechnungsweise des ODPs für unspezifizierte chlorierte Kohlenwasserstoffe ist in ReCiPe 2008 nicht dokumentiert. Auf Nachfrage wurde uns von Pré Consultans mitgeteilt, dass dieser Charakterisierungsfaktor auf einem gewichteten Durchschnitt basiert, der alle Prozesse einbezieht, die für alle Substanzen dieses Summenparameters repräsentativ sind. Weiterhin wird empfohlen keine Summenparameter zu berücksichtigen, wenn deren Beitrag groß ist.[4]

3.5 GPPS 2011

Im Leitfaden [GPPS 2011] wird vorgeschlagen das ODP (Ozone Depletion Potential) auf Midpoint Ebene anzuwenden. Diesbezüglich wird auf [WMO 1989] verwiesen, was auch Grundlage in [CML 2002] und [ReCePe 2008] ist.

3.6 Impact 2002+

[Impact 2002+] schlägt zur Berücksichtigung der Wirkungskategorie Stratosphärischer Ozonabbau auf Midpoint-Ebene vor, die ODP-Charakterisierungsfaktoren der US

[4] E-Mail Auskunft von PréConsultans-Support vom 10.09.2012 zur Berechnung des „Hydrocarbons, chlorinated“ ODPs: *“Characterization factors for sum parameters are based on weighted averages using processes that are representative for all substance emissions within that sum parameter. This is not documented, but we do not recommend to use sum parameters if the contribution to the results is large.”*

Environmental Protection Agency (EPA) zu nutzen. Die aktuellsten dort veröffentlichten Faktoren beziehen sich auf [WMO 2006] und basieren somit auf dem Semiempirischen Steady-State Ansatz.[5]

[5] http://www.epa.gov/ozone/science/ods/classtwo.html

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen im vorliegenden Projekt über Indikatoren auf Midpoint Ebene abgebildet werden (vgl. Kapitel 1.2.1).

- Die Empfehlungen aller ausgewählten Referenzen (vgl. Abschnitt 3) basieren auf den Veröffentlichungen der WMO und UNEP und nutzen Steady-State ODP (Ozone Depletion Potentials) als Charakterisierungsfaktoren für ozonschädigende Substanzen. Die Dokumentationen von [CML 2002], [ReCiPe 2008] und [JRC 2011] verweisen auf [WMO 1998]. Es wird in allen Methodensammlungen dazu geraten, die aktuellsten Faktoren zu nutzen. Allerdings wurden die veröffentlichten Faktoren noch nicht entsprechend [WMO 2010] angepasst.

- Die Auftragnehmer empfehlen die Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“ zukünftig in UBA-Getränkeverpackungsökobilanzen zu berücksichtigen.

- Für zukünftige UBA-Getränkeverpackungsökobilanzen wird zur Berücksichtigung der Wirkungskategorie „Stratosphärischer Ozonabbau“ die Verwendung der Charakterisierungsfaktoren nach der Version des aktuellsten WMO-Berichtes empfohlen. Damit wird auf den Ansatz der zuständigen Internationalen Organisation zurückgegriffen.[6]

- Die neuesten Faktoren sind dem [WMO 2010] Bericht, der im Jahr 2012 veröffentlich wurde, zu entnehmen. Seit [WMO 2006] werden ausschließlich semiempirische Faktoren veröffentlicht und fortgeschrieben. Frühere Charakterisierungsfaktoren (vor [WMO 2002]) beruhen auf einem modellbasierten Ansatz zur Berechnung der ODPs. Da dieser nicht mehr aktualisiert wird und nicht mehr als Grundlage für die Berechnungen der neueren WMO-Berichte dient, werden auch zukünftig die Charakterisierungsfaktoren des Semiempirischen Steady-State Ansatzes zu Grunde gelegt.

[6] Die Wahl des Wirkungsindikators und der Charakterisierungsfaktoren des WMO/UNEP entspricht den folgenden Vorgaben der [ISO 14044]: *„die Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle sollten international akzeptiert sein, d. h. auf einer internationalen Vereinbarung beruhen oder von einer zuständigen internationalen Körperschaft anerkannt worden sein“*

- Für N_2O-Emissionen wird empfohlen den Charakterisierungsfaktor von [Ravishankara et al. 2009] (0,017 kg CFC-11 äq.) anzuwenden. Dies entspricht auch der neusten Veröffentlichung des WMO Berichtes [WMO 2010], der die große Bedeutung von N_2O betont.

- In [WMO 2010] ist nur eine begrenzte Liste an Charakterisierungsfaktoren für Vorläufersubstanzen vorhanden (siehe Anhang I). Im Folgenden sind Empfehlungen zum Umgang mit weiteren Substanzen erläutert.

  - Für einige Substanzen sind noch keine semiempirischen Charakterisierungsfaktoren in [WMO 2010] gelistet. Solange für diese Substanzen keine solchen Faktoren vorliegen, wird auf die aktuellsten modellbasierten ODPs zurückgegriffen, auch wenn dies einen methodischen Bruch darstellt. Sollten diese Substanzen eine hohe Ergebnisrelevanz besitzen, so ist dies im Rahmen der Interpretation einer Studie zu thematisieren Sobald semiempirische Werte im aktuellsten WMO-Bericht gelistet werden, sind diese zu übernehmen.

  - Je nach Fragestellung könnte der Bedarf nach Charakterisierungsfaktoren für Substanzen, welche nicht mehr produziert werden, noch bestehen. Deshalb wird dem [CML 2002] und [ReCiPe 2008] Methodenwerk gefolgt und es werden die Faktoren von [WMO 1998] für HBFC-2401, HBFC-1201, HBFC-2311 und HBFC-2402 in die Liste der ozonabbauenden Substanzen aufgenommen.

  - Für die Substanzen HFC-134a; HFC-23, HFC-125 wurden in [WMO 2002] Höchstwerte gelistet („upper limits“). Diese Höchstwerte werden mit Hinblick auf einen Worst-Case-Ansatz als Charakterisierungsfaktoren für die jeweiligen Substanzen herangezogen.

  - Immer wieder enthalten Inventardaten Summenparameter oder unspezifizierte Substanzen wie z.B. „CFC, unspezifiziert“. Deshalb stellt sich auch im Rahmen der Methodenbetrachtung die Frage, wie mit solchen Angaben umgegangen werden kann? Als erstes sollte dieses Problem auf der Sachbilanzebene gelöst werden. Das bedeutet, dass Summenparameter oder unspezifizierte Substanzen vermieden werden sollten. Doch nicht immer kann ein Summenparameter in seine spezifischen Substanzen zerlegt werden. Deshalb werden für diese Substanzen entsprechend einem Worst-Case-Ansatz Faktoren festgelegt. Hintergrund hierfür ist, dass eine ungenaue Angabe

der Emissionen nicht durch einen Ausschluss aus der Wirkungsabschätzung belohnt werden soll.

- Hinsichtlich folgender Substanzgruppen wird vorgeschlagen, den höchsten Charakterisierungsfaktor der jeweiligen Gruppe zu nutzen:

  CFC, unspezifiziert: 1 kg CFC-11-Äq./kg (entspricht dem Wert für CFC-11)

  HCFC, unspezifiziert: 0,12 kg CFC-11-Äq./kg (entspricht dem Wert für HCFC-141b)

  Wenn eine Aktualisierung der WMO Tabelle eine Veränderung der ODPs der Repräsentanten zur Folge hat, werden auch die Faktoren der unspezifizierten Substanzen angepasst.

- Die Angabe „Kältemittel, unspezifiziert“ wird mit dem ODP eines heute zulässigen und verwendeten Kältemittels mit dem höchsten Faktor versehen. Wird hierfür die Erhebung des Statistischen Bundesamtes über die Verwendung von Kältemitteln im Jahr 2012 [B-Statis 2013] herangezogen (vgl. Anhang IV), so ist der Stoff R 23 der Refrigerant mit dem höchsten ODP und wird für die Angabe „Kältemittel, unspezifiziert“ herangezogen. Da die Bestimmungen über zulässige Kältemittel auf Europarecht basieren, kann davon ausgegangen werden, dass R 23 für den europäischen Kontext angewandt werden kann. Ist bekannt, dass das Kältemittel aus einem anderen Jahrzehnt oder geographischen Kontext stammt, so muss der Charakterisierungsfaktor diesbezüglich angepasst werden.

- In den Summenparametern „chlorierte Kohlenwasserstoffe“ (Hydrocarbons, chlorinated) und „unspezifizierte NMVOC“ können ozonabbauende Substanzen inbegriffen sein. Allerdings existieren eine Vielzahl chlorierter Kohlenwasserstoffe und NMVOC, welche nicht unter diese Wirkungskategorie fallen. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen der Charakterisierungsfaktor für diese Summenparameter auf 0 zu setzen und den möglichen Einfluss zu diskutieren.

Im Anhang III sind die vorgeschlagenen ODPs der jeweiligen Substanzen enthalten.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung von Wirkungsabschätzungsergebnissen bilden die in Sachbilanzen zusammengestellten Inventare. In den für Ökobilanzen zur Verfügung stehenden Inventaren sind oft Gruppenparameter, wie z.B. chlorierte Kohlenwasserstoffe oder unspezifizierte NMVOCs gelistet. Da für diese Summenparameter keine spezifischen Faktoren, sondern maximal Worst-Case Faktoren vorhanden sind, wird angeraten, die Problematik der Summenparameter auf Sachbilanzebene zu lösen und möglichst Einzelsubstanzen in die Inventare aufzunehmen.

Sind in Inventaren Summenparameter und Einzelsubstanzen gelistet, muss überprüft werden, ob die Gruppenparameter als Summe der Einzelsubstanzen zusätzlich gelistet sind. Wäre dies der Fall, würde es in der Wirkungsabschätzung bei Anwendung von Faktoren für Summenparameter zu einer Doppelzählung kommen.

Die Datenlage und die Bestimmung der N2O-Emissionen aus der Landwirtschaft sind genau zu dokumentieren und zu diskutieren.

Um Datenasymmetrien zu vermeiden, sollte bei der Aufnahme von Prozessdaten darauf geachtet werden, möglichst vollständige Inventare zu erstellen. Prozesse, bei denen die Möglichkeit besteht Stoffe aus Anhang III (inkl. N2O) zu emittieren, sollten hinsichtlich ozonabbauender Substanzen besonders genau analysiert werden.

Es ist auf das Referenzjahr und das Herkunftsland der Daten zu achten, da sich z.B. die Zusammensetzung von Kältemittel über die Zeit ändert.

Die Berücksichtigung der Freisetzung von ozonabbauenden Substanzen, die bei der Herstellung von nicht-ozonabbauenden Substanzen entstehen, wird zukünftig möglicherweise eine Rolle spielen. Hintergrunddatensätze aus Datenbanken sollten diesbezüglich analysiert werden.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Stratosphärischer Ozonabbau

Wirkungskategorie-Indikator: Ozone Depletion Potential ODP [kg CFC-11e]

Charakterisierungsfaktor: Ozone Depletion Potential ODP_i [kg CFC-11e / $kg_{Emission\ i}$]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Vermeidung vielfältiger Folgewirkungen aufgrund abnehmender Ozonkonzentration in der Stratosphäre
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist das Ozonabbaupotenzial (Ozone Depletion Potential) ODP [kg CFC-11e]
- Einordnung der zu berücksichtigenden Substanzen vor dem Hintergrund der geographischen und zeitlichen Systemgrenze

Sachbilanz:

- Angabe des Referenzjahres und Herkunftslandes von Summenparametern (wie z.B. Kältemittel)
- Dokumentation zum Umgang mit NMVOC-Summenparametern
- Dokumentation der Bestimmung von N_2O Emissionen aus landwirtschaftlichen Systemen
- Dokumentation des Vorkommens chemischer Prozesse mit relevanten N_2O Emissionen in den untersuchten Produktlebenswegen (z.B. bei der Herstellung von PA6)
- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze hinsichtlich Vollständigkeit und Datensymmetrie

Wirkungsabschätzung:

- Charakterisierungsfaktor: ODP_i [kg CFC-11e / $kg_{Emission\ i}$]
- Aktuellste Semiempirische ODP-Faktoren aus den WMO/UENEP-Berichten (im Moment [WMO 2010].
- Folgende Ergänzungen, wenn Faktoren in der aktuellsten WMO-Publikation nicht gelistet sind:

- Ergänzung durch die Charakterisierungsfaktoren aus [WMO 1998] für HBFC-2401, HBFC-1201, HBFC-2311 und HBFC-2402, solange keine aktuelleren WMO-Faktoren publiziert sind
- Für HFC-134a; HFC-23, HFC-125 Höchstwerte aus [WMO 2002] gelistet („upper limits“) (Worst-Case-Ansatz)
- Hinsichtlich folgender Substanzgruppen wird vorgeschlagen, den höchsten Charakterisierungsfaktor der jeweiligen Gruppe zu nutzen:

  → *CFC, unspezifiziert: 1 kg CFC-11-e/kg (entspricht dem Wert für CFC-11)*

  → *HCFC, unspezifiziert: 0,12 kg CFC-11-e/kg (entspricht dem Wert für HCFC*-141b)

  → *Kältemittel unspezifiziert: $4x10^{-4}$ kg CFC-11-e/kg (entspricht dem Wert für HFC-23)*

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Kritische Diskussion der Bestimmung von N_2O Emissionen aus landwirtschaftlichen Systemen
- Differenzierte Sektoralanalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Prüfung auf Ergebnisrelevanz von Substanzen für die keine Semiempirischen Faktoren vorliegen, Diskussion dieses Sachverhaltes

7 Literatur

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[B-Statis 2013] Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Umwelt Erhebung bestimmter klimawirksamer Stoffe - Ergebnisbericht 2012. © Statistisches Bundesamt. Wiesbaden, 2013

[EG 1999] Verordnung (EG) Nr. 1005/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen vom 25. November 2009, zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. November 2013

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IPCC 2007] Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z., Marquis, M.; Averyt, K. B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge UK and New York.

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[Klöpffer et al. 2001] Klöpffer, W.; Potting, J. ; Seppälä, J.; Risbey, J.; Meilinger, S.; Norris, G.; Lindfors, L.-G.; Goedkoop, M.: Best available practice in life cycle assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification, and eutropiphication. Backgrounds on specific impact categories. RIVM report 550015003/2001 Bilthoven, NL. Download: http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten /550015003.pdf

[Newman et al. 2007] Newman, P.A.; and M. Rex (Lead Authors), P.O. Canziani, K.S. Carslaw, K. Drdla, S. Godin-Beekmann, D.M. Golden, C.H. Jackman, K. Kreher, U. Langematz, R. Müller, H. Nakane, Y.J. Orsolini, R.J. Salawitch, M.L. Santee, M. von Hobe, and S. Yoden, Polar ozone: Past and present, Chapter 4 in Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2006, Global Ozone Research and Monitoring Project–Report No. 50, 572 pp., World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2007

[Ravishankara et al. 2009] Ravishankara, A.R., J.S. Daniel, and R.W. Portmann, Nitrous oxide (N 2 O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21 st century, Science, 326 (5949), 123-125

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Solomon & Albritton 1992] Solomon, S., and D.L. Albritton, Time-dependent ozone depletion potentials for short- and long-term forecasts, Nature, 357, 33-37, doi: 10.1038/357033a0, 1992.

[Tressaud 2006] Alain Tressaud: Fluorine and the Environment: Atmospheric Chemistry, Emissions & Lithosphere, Amsterdam: Elsevier B.V., Italy 2006

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[WMO 1989] World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1989. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 1, Geneva, publiziert 1990

[WMO 1998] World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 44, Geneva, publiziert 1999

[WMO 2002] World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2002. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 47, Geneva, publiziert März 2003

[WMO 2006] World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2006. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 50, Geneva, publiziert März 2007

[WMO 2010] World Meteorological Organization: Scientific Assessment of Ozone Depletion: 2010. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No. 52, Geneva, publiziert März 2011

Anhang I: ODP Liste aus [WMO 2010]

Table 5-1. Lifetimes, fractional release values, and Ozone Depletion Potentials (ODPs) for long-lived halocarbons. ODPs recommended in this Assessment and ODPs adopted in the Montreal Protocol are included [a].

Halocarbon	Lifetime (years)	Fractional Release Value		Semi-Empirical ODP		ODP in Montreal Protocol
		WMO (2007) [b]	This Assessment [c]	WMO (2007)	This Assessment [d]	
Annex A-I						
CFC-11	45	0.47	0.47	1.0	1.0	1.0
CFC-12	100	0.28	0.23	1.0	0.82	1.0
CFC-113	85	0.35	0.29	1.0	0.85	0.8
CFC-114	190	0.13	0.12	1.0	0.58	1.0
CFC-115	1020		0.04	0.44 [e]	0.57	0.6
Annex A-II						
Halon-1301	65	0.29	0.28	16	15.9	10.0
Halon-1211	16	0.55	0.62	7.1	7.9	3.0
Halon-2402	20	0.57	0.65	11.5	13.0	6.0
Annex B-II						
CCl_4	26	0.50	0.56	0.73	0.82	1.1
Annex B-III						
CH_3CCl_3	5.0	0.51	0.67	0.12	0.16	0.1
Annex C-I						
HCFC-22	11.9	0.16	0.13	0.05	0.04	0.055
HCFC-123	1.3			0.02	0.01 [f]	0.02
HCFC-124	5.9			0.02		0.022
HCFC-141b	9.2	0.34	0.34 [g]	0.12	0.12	0.11
HCFC-142b	17.2	0.17	0.17 [g]	0.07	0.06	0.065
HCFC-225ca	1.9			0.02		0.025
HCFC-225cb	5.9			0.03		0.033
Annex E						
CH_3Br	0.8	0.53	0.60	0.51	0.66	0.6
Others						
Halon-1202	2.9		0.62	1.7		
CH_3Cl	1.0	0.38	0.44	0.02	0.02	

[a] Ravishankara et al. (2009) have calculated an ODP for N_2O of 0.017.
[b] In the previous Assessment, fractional release values relative to CFC-11 were used, with CFC-11 assumed to be 0.84. For this table, WMO (2007) values are scaled to a CFC-11 value of 0.47 to allow easy comparison with the current values.
[c] From Newman et al. (2007), values for 3-year-old age of air.
[d] Semi-empirical ODP values are not updated in this Assessment for halocarbons whose fractional release values were not estimated in Newman et al. (2007).
[e] Model-derived value, WMO (2003).
[f] From Wuebbles and Patten (2009) MOZART 3-D model calculation.
[g] Values relative to CFC-11 are retained from WMO (2007) because of large uncertainties associated with the Newman et al. (2007) estimates for these compounds.

Anhang II: ODPs für langlebige for long-lived halogenierte Kohlenwasserstoffe aus [WMO 2002]

Halocarbon	Updated Model-Derived [a]	Updated Semiempirical [b]	Semiempirical Schauffler et al. (2002) [c]	WMO (1999) Model	WMO (1999) Semiempirical	Montreal Protocol
CFC-11		1				
CFC-12		1.0	0.96	0.82	0.9	1.0
CFC-113		1.0	0.90	0.90	0.9	0.8
CFC-114	0.94		1.00	0.85		1.0
CFC-115	0.44			0.40		0.6
Halon-1301		12		12	13	10.0
Halon-1211		6.0	6.0	5.1	5	3.0
Halon-2402		< 8.6				6.0
Halon-1202		1.3 [d]				
CCl_4		0.73	0.78	1.20		1.1
CH_3CCl_3		0.12	0.15	0.11	0.12	0.1
HCFC-22		0.05	0.041	0.034	0.05	0.055
HCFC-123		0.02		0.012	0.02	0.02
HCFC-124		0.02		0.026		0.022
HCFC-141b		0.12	0.037	0.086	0.1	0.11
HCFC-142b		0.07	0.014	0.043	0.066	0.065
HCFC-225ca		0.02		0.017	0.025	0.025
HCFC-225cb		0.03		0.017	0.03	0.033
CH_3Cl		0.02				
CH_3Br		0.38		0.37	0.37 [e]	0.6
Upper limits for selected hydrofluorocarbons						
HFC-134a				$< 1.5 \times 10^{-5}$		
HFC-23				$< 4 \times 10^{-4}$		
HFC-125				$< 3 \times 10^{-5}$		

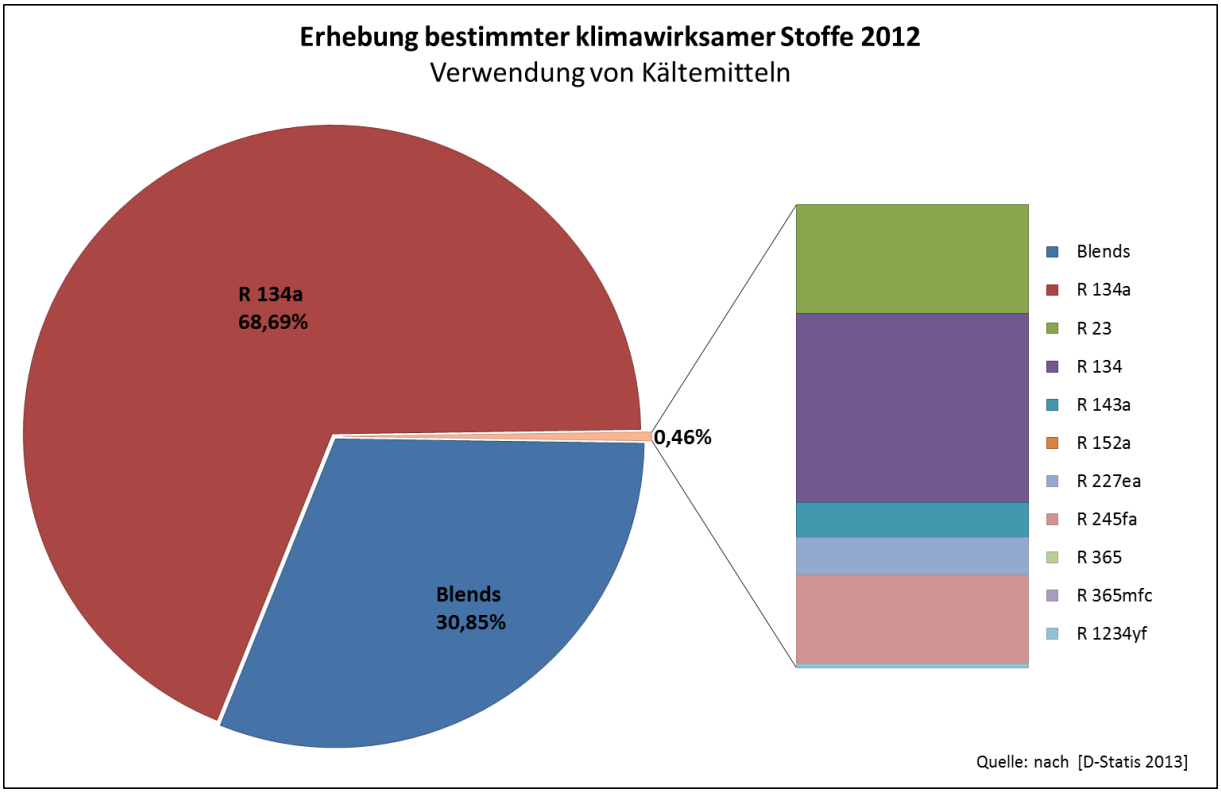
[a] Calculated from ODPs reported in Table 11-1 of WMO (1999) with lifetimes from Table 1-3 in this chapter.
[b] Calculated with updated lifetimes (Table 1-3) and fractional release factors (column 2, Table 1-4) except in the case of Halon-1202.
[c] Calculated with updated lifetimes (Table 1-3) and fractional release factors from Schauffler et al. (2002) (column 3, Table 1-4).
[d] Derived from the semiempirical estimate in WMO (1991) by considering updated lifetimes for Halon-1202 and CFC-11 (Table 1-3) and an alpha of 45.
[e] Value was erroneously reported in Table 11-1 of WMO (1999) as 0.57.

Anhang III: Vorschlag für ODPs (siehe Empfehlungen Kapitel 4)

Ozonabbauende Substanzen	Strukturformel	CFC-11-Äquivalente in kg CFC-11-Äq./kg
CFC-11	$C Cl_3 F$	1,0 [a1]
CFC-12	$C Cl_2 F_2$	0,82 [a1]
CFC-113	$C Cl_2 F C Cl F_2$	0,85 [a1]
CFC-114	$C Cl F_2 C Cl F_2$	0,58 [a1]
CFC-115	$C Cl F_2 C F_3$	0,57 [a1]
CFC, unspezifiziert	-	1,0 [e]
Halon-1201(HBFC 1201)	$C F_2 Br H$	1,4 [c]
Halon-1202	$C F_2 Br_2$	1,3 [b]
Halon-1211	$C F_2 Cl Br$	7,9 [a1]
Halon-1301	$C F_3 Br$	15,9 [a1]
Halon-2311(HBFC 2311)	$C F_3 C Cl Br H$	0,14 [c]
Halon-2401(HBFC 2401)	$C F_3 C F Br H$	0,25 [c]
Halon-2402	$C_2 F_4 Br_2$	13,0 [a1]
HCFC-123	$C F_3 C H Cl_2$	0,01 [a2]
HCFC-124	$C F_3 C H F Cl$	0,02 [b]
HCFC-141b	$C F Cl_2 C H_3$	0,12 [a1]
HCFC-142b	$C F_2 Cl C H_3$	0,06 [a1]
HCFC-22	$C H F_2 Cl$	0,04 [a1]
HCFC-225ca	$C F_3 C F_2 C H Cl_2$	0,02 [b]
HCFC-225cb	$C F_2 Cl C F_2 C H F Cl$	0,03 [b]
HCFC, unspezifiziert	-	0,12 [e]
HFC-134a	CH_2FCF_3	1,5 E-5 [d]
HFC-23	CHF_3	4 E-4 [d]
HFC-125	C_2HF_5	3 E-5 [d]
Methylbromid	$C H_3 Br$	0,66 [a1]
Methylchlorid	$C H_3 Cl$	0,02 [a1]
Methylchloroform	$C H_3 C Cl_3$	0,16 [a1]
Distickstoffmonoxid	$N_2 O$	0,017 [a3]
Tetrachlormethan	$C Cl_4$	0,82 [a1]
Kältemittel,unspezifiziert		4 E-4 [d,f]
Hydrocarbons,chlorinated:		0 [g]
NMVOC,unspezifiziert		0 [g]

a1 - [WMO 2010]: Semiempirische ODPs
a2 - [WMO 2010]: MOZART 3-D Modell-Berechnung nach Wuebbles and Patten (2009)
a3 - [WMO 2010]: nach Ravishankara et al. (2009)
b – [WMO 2007]: Semiempirische ODPs
c – [WMO 1992]
d - [WMO 2002]: als upper limits angegeben
e – Entspricht worst case Ansatz (höchster gelisteter CFC/HCFC Faktor)
f – Entspricht worst case Ansatz (höchster Faktor derzeit zulässiger, verwendeter Kältemittel in Europa (R23)
g – Faktor = 0, Diskussion des mgl. Beitrags zum Ozonabbau

Anhang IV: Erhebung bestimmter klimawirksamer Stoffe 2012 - Verwendung von Kältemitteln [B-Statis 2013]



Anhang 6

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Aktualisierungsbedarf Photochemische Oxidantienbildung/ Sommersmog

INHALT

1 Das Umweltproblemfeld 2
2 Struktur des erforderlichen Indikators 5
2.1 Allgemeine Struktur des Indikators 5
2.2 Modelle zur Ermittlung der Ozonbildungspotentiale 6
2.2.1 Box-Modell 6
2.2.2 Chemietransport-Modelle (CTM) 8
3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 10
3.1 UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen 12
3.2 CML 2002 14
3.3 JRC 2011 16
3.4 ReCiPe 2008 16
3.5 GPPS 2011 19
3.6 Impact 2002+ 19
3.7 Carter 2010 19
4 Empfehlungen 22
5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 23
6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 25
7 Literatur 27
Anhang I: Gegenüberstellung von Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden einiger Beispielsubstanzen 31
Anhang II: Vergleich von Charakterisierungsfaktoren, normiert auf Ethen-Äquivalente, nach UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen, [CML 2002] und [ReCiPe 2008] einiger Beispielsubstanzen 32
Anhang III: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren (Beispiele, erweiterte Liste siehe [Carter 2010]) 33
Anhang IV: SAPRC - Mechanismus für die Generierung der chemischen Mechanismen der VOC ([Carter 2006]) 34

1 Das Umweltproblemfeld

Bei starker Sonneneinstrahlung in den Sommermonaten entstehen unter Beteiligung von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden häufig hohe Konzentrationen an Photooxidantien. Dieses Phänomen; welches auch als photochemischer Smog, Sommersmog oder „Los Angeles Smog“ bezeichnet wird; wurde zuerst vor über 60 Jahren im Großraum Los Angeles beobachtet. Die meteorologischen Bedingungen dieser Region, häufige Inversionswetterlage die u.a. den vertikalen Luftaustausch verhindert sowie intensive Sonneneinstrahlung mit hohem UV-Anteil, begünstigen die Bildung von sekundären Schadstoffen aus den primären Schadstoffen: „reaktive Stickstoffoxide“ und „reaktive flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC); Kohlenmonoxid“ (Abb. 1).

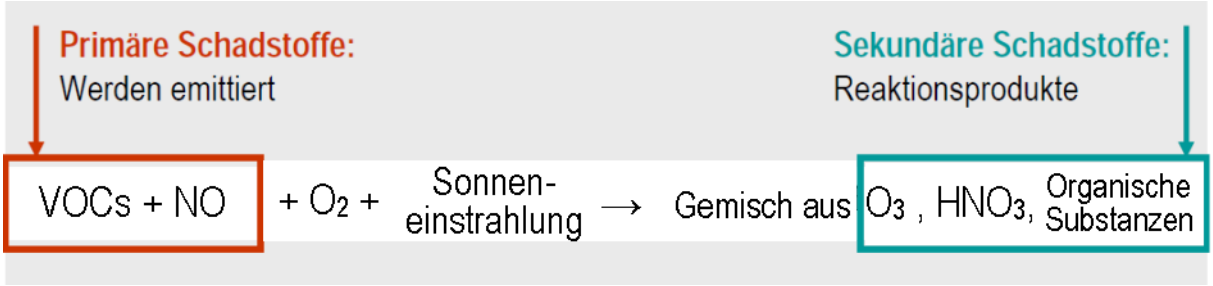


Abb. 1: Übersichtsreaktionsgleichung der Bildung von Photooxidantien aus primären Schadstoffen

Die Reaktionsprodukte Ozon und zahlreiche weitere human- und ökotoxische Verbindungen (z.B. Peroxyacetylnitrat (PAN), Wasserstoffperoxid, Aldehyde und Ketone) mit hoher Reaktionsbereitschaft werden als Photooxidantien bezeichnet. Ozon, als dominierende Verbindung bezüglich Konzentration und schädigender Wirkung, wird als Leitsubstanz zur Charakterisierung der Wirkungskategorie „Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog“ herangezogen (vgl. [UBA 1999]).

Stickstoffoxide (NO, NO_2) werden bei allen Verbrennungsprozessen (bodennah besonders vom KfZ-Verkehr) freigesetzt und tragen als primäre Schadstoffe unmittelbar zur Ozonbildung bei. Durch Photolyse wird Stickstoffdioxid in Stickstoffmonoxid und Sauerstoffradikale (O) gespalten, welche mit Sauerstoff (O_2) zu Ozon (O_3) reagieren. Steht Stickstoffmonoxid weiter in der Luft zur Verfügung, so erfolgt eine Rückreaktion zu

Stickstoffdioxid und Sauerstoff. Das Verhältnis von NO und NO2 beeinflusst die Ozonkonzentration maßgeblich[1].

Dieser in den Formeln 1a und 1b dargestellte Kreislauf wird durch das Vorhandensein von reaktiven Kohlenwasserstoffen (flüchtige organische Verbindungen - VOCs) oder Kohlenmonoxid unterbrochen: Diese Gruppe primärer Schadstoffe reagiert in der Troposphäre mit OH-Radikalen und nachfolgender Sauerstoffanlagerung zu Peroxid-Radikalen (im Fall von CO entsteht das Hydroperoxyl-Radikal), aus denen durch NO unter Bildung von NO_2 ein Sauerstoffatom eliminiert werden kann. Das durch diese Reaktion verbrauchte NO steht nicht mehr für die Zersetzungsreaktion von O_3 (Formel 1b) zur Verfügung. Formeln 1c und 1d zeigen die grundsätzliche Reaktionsfolge am Beispiel von Kohlenmonoxid. Das in Formel 1d gebildete NO_2 kann nach Formel 1e wiederum mit Sauerstoff zu Ozon reagieren, was zu einer Anreicherung von bodennahem Ozon führt.

<u>Kreislauf Troposphärische Ozonbildung/Ozonabbau:</u>

$NO_2 + O_2 + h\nu$	→	$NO + O_3$ ($\lambda = c/\nu < 405nm$)	(1a)
$NO + O_3$	→	$NO_2 + O_2$	(1b)

<u>Troposphärische Ozonbildung am Beispiel von CO</u>

$CO + OH + O_2$	→	$CO_2 + HO_2$	(1c)
$NO + HO_2$	→	$NO_2 + OH$	(1d)
$NO_2 + O_2 + h\nu$	→	$NO + O_3$ ($\lambda = c/\nu < 405nm$)	(1e)

Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffverbindungen tragen somit als Schlüsselsubstanzen zur Photooxidantienbildung bei. Hauptquellen von leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffverbindungen sind unvollständige Verbrennungsvorgänge und der Einsatz von Lösemitteln.

Bei der Ozonbildung handelt es sich aufgrund der vielen verschiedenen Einflussfaktoren (Vorläufersubstanzen, Wetterlagen, Witterungsbedingungen und Sonneneinstrahlung) um einen komplexen Prozess, welcher sich nicht in einem einfachen linearen Modell abbilden lässt; wie es beispielweise bei der Berechnung des Versauerungspotentials möglich ist.

[1] NO und NO2 werden oft zusammengefasst zu NOx

In der Nähe stark befahrener Straßen ist oft eine erhöhte Stickstoffmonoxidkonzentration zu beobachten. Die dadurch hervorgerufene Ozonspaltung hat zur Folge, dass die Ozonkonzentration in ländlichen Regionen höher sein kann als an verkehrsreichen Straßen.

In der Regel sind die Emission von Vorläufersubstanzen und die Bildung von Ozon zeitlich und räumlich voneinander getrennt. In [UBA 1999a] wird ein aufwendiges Forschungsprogramm in der Schweiz zitiert [Neininger & Dommen 1995], in dem quantitativ abgeschätzt wurde, dass nur etwa 10-30% der Ozonkonzentration an einer Messstation auf Bildungsprozesse im Umkreis von 50 km zurückzuführen war. Der Rest wurde auf regionale oder gesamteuropäische Einträge und zu einem kleinen Teil auf den natürlichen Hintergrund zurückgeführt. Daraus wird der Schluß gezogen, dass es sich bei der Ozonbelastung um ein großräumiges Phänomen handelt, für das eine lokale Behandlung unangemessen ist. Die Vorläufersubstanzen werden allerdings nicht global distribuiert, weshalb die Auswirkungen im Gegensatz zum Treibhauseffekt als regional bis kontinental einzustufen sind.

In [UBA 1999] werden die Schutzgüter „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ sowie „menschliche Gesundheit“ adressiert. Als akute Folge hoher Ozonexpositionen treten beim Menschen akute Krankheitsbilder wie z.B. entzündliche Reaktionen des Lungengewebes, Tränenreiz, Kopfschmerzen und Reduzierung der physischen Leistungsfähigkeit auf. Durch die geringe Wasserlöslichkeit des Ozons kann es tief in die Lunge eindringen und dort Zellmembranen schädigen. Bei der Schädigung der menschlichen Gesundheit ist vor allem die aufgenommene Ozondosis (Konzentration, Expositionsdauer und Atemvolumen) ausschlaggebend. Der Zusammenhang zwischen Exposition und akuter Wirkung ist in vielen Studien belegt. Die Erkenntnisse über den kausalen Zusammenhang zwischen chronischen Erkrankungen, wie z.B. chronische Bronchitis, und Ozonkonzentrationen sind hingegen wesentlich unsicherer. (vgl. [UBA 1999a])

Die phytotoxische Wirkung basiert auf der direkten Ozonaufnahme über die Spaltöffnungen, wobei die oxidierende Wirkung von Ozon sowie die Bildung freier Radikale zu Schädigungen der Zellfunktionen sowie zur Wurzelschädigung führen [UBA 1999]. Als Sekundärwirkungen adressiert [UBA 1999] die Änderung der Artenvielfalt und -Artenzusammensetzung sowie Ernteverluste.

Das Schutzziel der Wirkungskategorie „Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog“ umfasst deshalb die Vermeidung vielfältiger Langzeit- und Kurzzeitfolgen auf die

menschliche Gesundheit und Ökosysteme, die sich aufgrund von Photooxidantienbildung ergeben können.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Die Struktur des Indikators hängt von der Art der Wirkung ab, die abgebildet werden soll. (Midpoint- oder Endpoint Indikator - vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel 1.2.1). Im vorliegenden Projekt werden Indikatoren auf Midpoint Ebene untersucht.

Mit den Endpoint Indikatoren versucht man die Wirkungskette von der Emission bis zur letztendlichen Schadwirkung abzubilden (z.B. Wirkung auf die Biodiversität). Die Midpoint Indikatoren liegen zwischen Emission und Schadwirkung. Sie sind damit deutlich enger mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft und bilden im Idealfall die Primärwirkung ab. Ein Midpoint Indikator der ausschließlich die Primärwirkung abbildet ist im Fall von Emissionen ein Sammelindikator für eine Gruppe von Substanzen, die eine einzige naturwissenschaftlich ableitbare Eigenschaft haben.

2.1 Allgemeine Struktur des Indikators

Auf der Midpoint-Ebene wird für die Wirkungskategorie „„Photochemische Oxidantenbildung/Sommersmog“ die Bildung von Ozon durch Vorläufersubstanzen mit dem Wirkungskategorieindikator „Ozonbildungspotential“ herangezogen. Die allgemeine Struktur des Midpoint-Indikators kann vergleichbar zu den anderen emissionsseitigen Wirkungskategorien folgendermaßen dargestellt werden

$$S_{i,r} = f(Ch_i, T_{i,r}) \quad (2)$$

$S_{i,r}$ =Score: Ozonbildungspotential durch Luftschafstoff (i) in der Region (r)

Ch_i = Faktor für die chemische Umwandlung: Bildung von Ozon durch Schadstoff (i)

$T_{i,r}$ = Transport-Faktor des Luftschafstoffes (i), welcher den räumlichen Transfer von der Emissionsquelle bis zum Wirkort abbildet

Da die Ozonbildung nicht mit einem einfachen linearen Modell abzubilden ist, dienen zur Quantifizierung der chemischen Prozesse (Ch_i) Modellrechnungen. Im einfachsten Fall können Box-Modelle (vgl. Kapitel 2.2) herangezogen werden, mit welchen die Ozonbildung durch erhöhte Konzentration an Schadstoffen über einen bestimmten Zeitraum berechnet wird. Der Faktor für die chemische Umwandlung (Ch_i) beinhaltet alle für die Ozonbildung

relevanten chemischen Prozesse wie z.B. Oxidation und Abbau von Kohlenwasserstoffen in der Atmosphäre. Als für die Ozonbildung verantwortliche Vorläufersubstanzen bzw. Schadstoffe wurden Stickoxide, reaktive Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid identifiziert. Diese Substanzen sollten in einem Modell Berücksichtigung finden.

Die Berechnung des Ozonbildungspotentials kann allein anhand des Faktors der chemischen Umwandlung (Ch_i) erfolgen. Der Einbezug eines Transportfaktors wird benötigt, wenn der räumliche Transport der Schadstoffe und die Ozonbildung am Wirkort geographisch abgebildet werden sollen. Der Einbezug des Transportfaktors kann mit differenzierten Ausbreitungsmodellen inkl. luftchemischer Zusammenhänge realisiert werden. Die Kombination von Transportfaktor und chemischer Umwandlung lässt eine – den Annahmen des Ausbreitungsmodells entsprechende - Bestimmung lokaler Ozonkonzentrationen zu.

Zur Berechnung des Scores ($S_{i,r}$) wurden komplexe Modelle entwickelt, welche in folgende Kategorien eingeteilt werden können:

- Box-Modelle (vgl. Kapitel 2.2.1)
- Komplexes photochemisches Ausbreitungsmodell (vgl. Kapitel 2.2.2)

2.2 Modelle zur Ermittlung der Ozonbildungspotentiale

2.2.1 Box-Modell

„Ein Boxmodell berechnet die zeitliche Entwicklung chemisch reagierender Luftbeimengungen in einem Volumen […]. Die vertikale Ausdehnung der Box ist konstant oder ändert sich mit der Zeit entsprechend dem Anstieg der Mischungsschichthöhe.“ (vgl. [Stern 1997]) Mit einem Boxmodell kann eine Abschätzung des Ozonbildungspotentials unter Berücksichtigung der Emissionen von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden erfolgen. „Ist die Box nicht stationär, sondern wird sie mit dem mittleren horizontalen Wind bewegt, erhält man ein Trajektorienmodell, bei dem die durchmischte Luftsäule, die vom Boden bis zur Obergrenze der Mischungsschicht reicht, entlang einer als bekannt vorausgesetzten Trajektorie transportiert wird. Die Luftmasse bleibt während des Transports mit der imaginären Säule als Ganzes erhalten, d.h. der transportierende Windvektor ist räumlich konstant.“ (vgl. [Stern 1997])

Die Ergebnisse der Berechnungen mittels Box-Modell beinhalten nur die chemische Umwandlung (Ch_i) der Formel 2a und keine spezifischen Transportwege der Schadstoffe.

Zur Berechnung der Ozonbildung existieren im Wesentlichen zwei Box-Modelle, welche im Folgenden kurz beschrieben werden:

- das in [UBA 1995] und [CML 2002] vorgeschlagene Modell von [Derwent et al. 1998] & [Jenkin & Hayman 1999] zur Berechnung von Photochemical Ozone Creation Potentials (POCP),
- das erstmals von [Carter et al. 1994] entwickelte und in [Carter 2010] aktualisierte Modell zur Berechnung von Maximum Incremental Reactivity (MIR).

Die Basis für die Berechnung der **Photochemical Ozone Creation Potentials (POCP)** nach [Derwent et al. 1998] & [Jenkin & Hayman 1999] bildet ein chemisches Trajektorienmodell (Photochemical Trajectory Model – PTM), in welchem die chemische Entwicklung eines Luftpakets auf dem Weg von Zentraleuropa nach England über eine Zeitspanne von 5 Tagen beobachtet wird. Das Fließbild in Abbildung 1 stellt diesen Mechanismus schematisch dar. Die Berechnung der POCP-Charakterisierungsfaktoren wird in Kapitel 3.2 genauer erläutert.

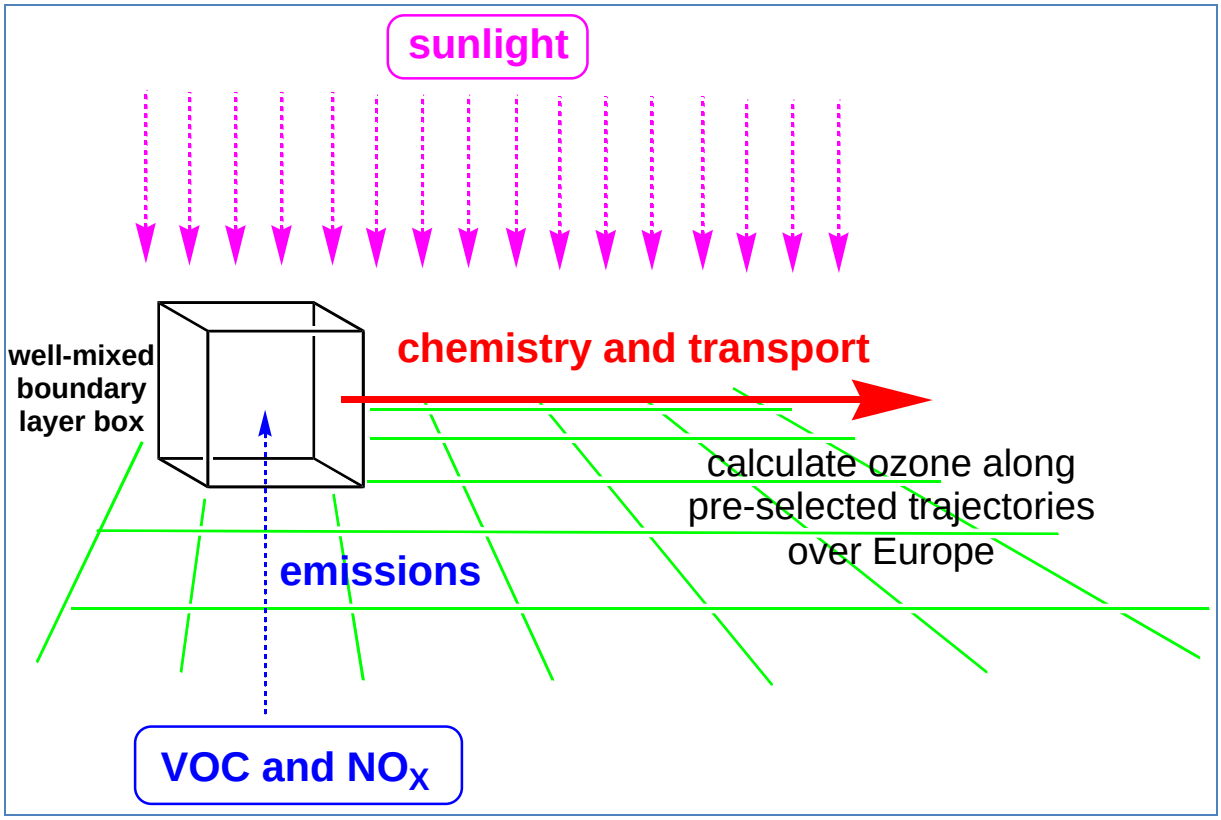


Abbildung 1: Schematische Abbildung des 'Photochemical Trajectory Model (PTM)' (Quelle: Pilling, M.; Vorlesungsskript - Modelling 2 Applications and mechanism lumping. University of Leeds, United Kingdom. http://www.colorado.edu/chemistry/volkamer/pilling_lectures/lecture_five_6_22_09.pdf. abgerufen aus dem Internet am 14. Januar 2013)

Das in Kalifornien von [Carter 1994] entwickelte Konzept der **Maximum Incremental Reactivity (MIR)** kann als amerikanisches Äquivalent zu den POCP gesehen werden und basiert ebenfalls auf einem Box-Modell. In dem Modell werden optimale Bedingungen für die Reaktivität von VOC-Verbindungen bezüglich der Stickstoffoxidkonzentrationen sowie hinsichtlich Witterungsbedingungen, simuliert. Als Ergebnis erhält man die maximale Ozonbildung pro VOC-Emissionserhöhung. Die MIR entsprechen worst-case-Faktoren und können somit Regionen unabhängig angewandt werden. In [Carter 2010] werden Charakterisierungsfaktoren für über 500 individuelle VOC, verschiedenste VOC Gemische und Stickstoffoxide bereitgestellt. Die MIRs sind Teil der Califonia Code of Regulations ([Cal. Code Regs. 2010]) und werden regelmäßig aktualisiert. Zudem wurden sie in die amerikanischen Methodensammlung [TRACI 2003] aufgenommen.

2.2.2 Chemietransport-Modelle (CTM)

Mit Hilfe von Chemietransport-Modellen (CTM) werden beide Terme der Formel 2 berücksichtigt. Hierfür gibt es ein wesentliches Modell, welches in einem dynamischen nicht-linearem Ausbreitungsmodell die chemische Umwandlung mit einem Transportfaktor vereint: das LOTOS-EUROS Modell.

LOTOS-EUROS wurde von verschiedenen Institutionen aus den Niederlanden (u.a. RIVM[2] und TNO[3]) entwickelt und kombiniert die zwei Modelle „Long-Term Ozone Simulation" (LOTOS) und „EURopean Operational Smog" (EUROS). Es wurde ursprünglich für die Berechnung atmosphärischer europäischer Ozonkonzentrationen erstellt und beinhaltet inzwischen eine große Fülle an Berechnungsmöglichkeiten für verschiedene Aerosole. CTM berechnen dreidimensional die Ausbreitung, Umwandlung und Deposition von Luftschadstoffen. „In jeder Gitterbox werden die Konzentrationsänderungen im Verlauf der Zeit stündlich berechnet. […] Die Modelle enthalten Parametrisierungen zur Beschreibung des Transports, der chemischen Umwandlungen und der trockenen sowie nassen Deposition für gasförmige und partikuläre Verbindungen." ([UBA 2011]) Mittels Massebilanzgleichungen werden die

[2] RIVM = Rijksinstituut voor Volksgezondheid en MilieuNational (Institute for Public Health and the Environment)

[3] TNO = Nederlandse organisatie voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research)

Ozonkonzentrationen pro Rasterzelle (25x25 km²) berechnet, welche sich aus den einzelnen chemischen und physikalischen Prozessen ergeben.

Das Modell besitzt verschiedene Anwendungsfelder in der Wissenschaft und Politik, welche von der Berechnung von Stickstoffdepositionen als Grundlage von Gesetzen über die Ermittlung des Einflusses von NOx-Emissionen auf den Klimawandel bis hin zu Luftqualitätsprognosen reichen.[4]

Die Aufstellung eines globalen CTM-Modells sowie die Anwendung in Ökobilanzen auf globaler Ebene wären auf eine kaum zu bewältigende Datenfülle und Detaillierung von Daten angewiesen.

[4] http://www.lotos-euros.nl/, vom 14. Januar 2013

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Sommersmog“.

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	[Derwent et al. 1998] Wirkungskategorie-Indikator: POCP (Photochemisches Ozonbildungspotential) Charakterisierungsfaktor: [kg Ethen-e / $kg_{Emission\ i}$] *(Box-Modell: berücksichtigt VOC auf Basis hoher NOx-Hintergrundkonzentrationen)*
[CML 2002] + Aktualisierungen	[Derwent et al. 1996] und [Derwent et al. 1998] Wirkungskategorie-Indikator: POCP (Photochemisches Ozonbildungspotential) Charakterisierungsfaktor: [kg Ethen-e / $kg_{Emission\ i}$] *(Box-Modell: berücksichtigt VOC auf Basis hoher NOx-Hintergrundkonzentrationen; Bereitstellung von Faktoren für NOx)*
[JRC 2011]	[ReCiPe 2008]
ReCiPe 2008	[Van Zelm et al. 2007] Wirkungskategorie-Indikator: OFP (Ozonbildungspotential) Charakterisierungsfaktor: [kg NMVOC-e / $kg_{Emission\ i}$] *(CTM und Box-Modell: berücksichtigt VOC und NOx)*
[GPPS 2011]	[ReCiPe 2008]

Institution	**Umsetzung**
[Impact 2002+]	Rückrechnung aus Eco-indicator 99

Ergänzend

[Carter 2010]	Maximale Inkrementelle Reaktivität (MIR) Wirkungskategorie-Indikator: MIR bzw. NMIR für Stickstoffverbindungen Charakterisierungsfaktor: [g O_3-e / $g_{Emission\ i}$] *(Box-Modell: berücksichtigt VOC und NOx)*

3.1 UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen

Die in der UBA-Methode 1995 vorgeschlagenen Charakterisierungsfaktoren wurden [CML 1992] entnommen, das für die Wirkungskategorie Sommersmog auf dem POCP-Box-Modell von [Derwent & Jenkin 1990] basiert. Folgendes Fließbild verdeutlicht die Verbindungen zwischen der Fortschreibung bzw. Entwicklung der POCP-Methode von Derwent und Jenkin, der CML Methodensammlung und der in UBA vorgeschlagenen Methode:

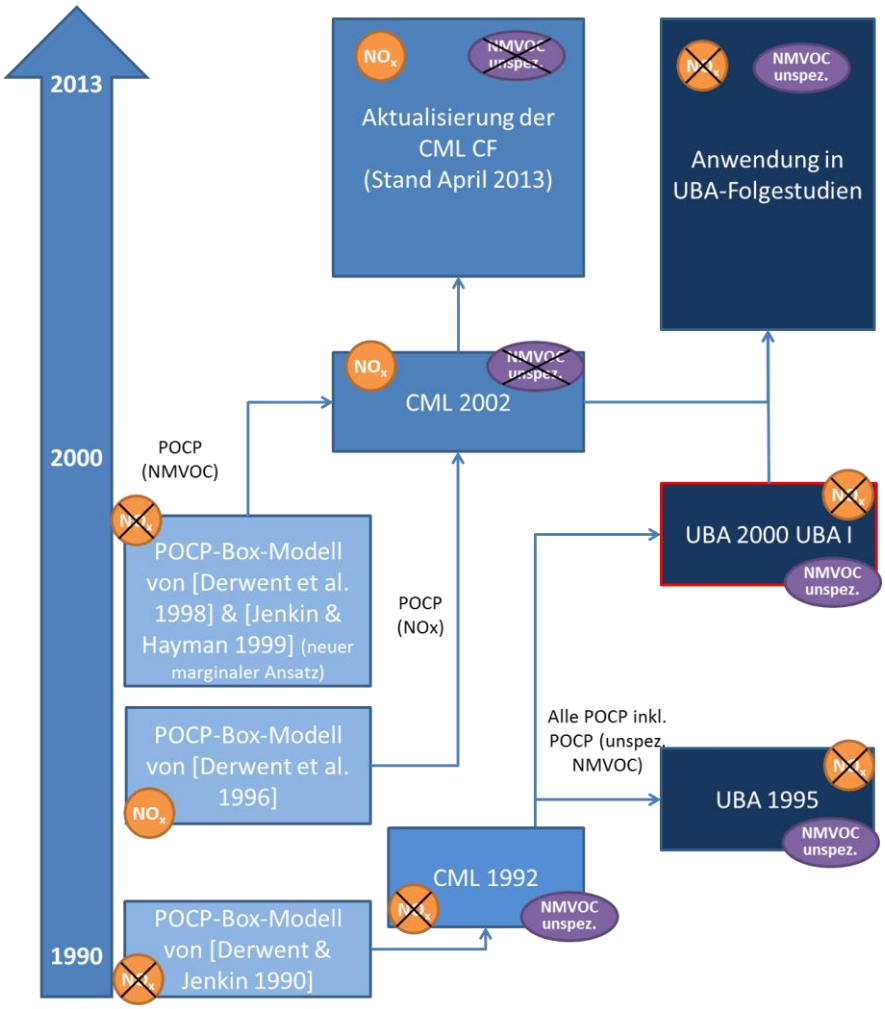


Abbildung 2: Entwicklung der POCP-Methode von Derwent und Jenkin und Anwendung in den Methodensammlungen CML und UBA; graphisch eingebettetes NOx/NMVOC (unspezifiziert) weist darauf hin, ob für diese Stoffe Charakterisierungsfaktoren (CF) in den Methodensammlungen hinterlegt sind, oder nicht ([Derwent et al. 1996], [UBA 2000]).

Die Methode aus [UBA 1995] orientiert sich bei der Wirkungskategorie Sommersmog an der in [CML 2002] implementierten Methode, welche in Kapitel 3.2 erläutert wird.

Die letzte Aktualisierung der [CML 2002] Charakterisierungsfaktoren vom April 2013 enthält in der Basismethode ausschließlich Faktoren für individuelle Substanzen. Massenmäßig überwiegen jedoch häufig Gruppenparameter (NMVOC, unspezifiziert). Deshalb werden in der fortgeschrieben UBA Methodik weiterhin Faktoren für unspezifizierte NMVOC bereitgestellt. Die unspezifizierten NMVOC erhalten den gleichen Charakterisierungsfaktor wie Ethen-Emissionen, was einem konservativen Ansatz entspricht.

Ein weiterer Unterschied zwischen [UBA 2000] und [CML 2002] besteht in dem Ausschluss der Stickoxide. Das aktualisierte Modell von [Derwent et al. 1998] sieht keine Faktoren für Stickstoffdioxid oder Stickstoffmonoxid vor. [CML 2002] übernimmt deshalb die Charakterisierungsfaktoren der beiden Substanzen aus einer älteren Version des POCP-Box-Modelles ([Derwent et al. 1996]). Die beiden Versionen ([Derwent et al. 1998] und [Derwent et al. 1996]) basieren allerdings auf verschiedenen methodischen Ansätzen. [CML 2002] verweist auf die Bestätigung von Derwent, dass die Faktoren dennoch angewandt werden können. Da die Zusammenhänge zwischen Emissionen von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden äußerst komplex und nicht linear abbildbar sind, wird in [UBA 1995] und den Aktualisierungen auf Faktoren für Stickoxide verzichtet.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes [UBA 1998] wurde versucht den bisherigen POCP Ansatz weiterzuentwickeln. Das Ziel war, tragfähige NOx Charakterisierungsfaktoren für Anwendung in Produktökobilanzen zu erstellen. Mit einem eigenen Box-Modell sollten die POCP auf Grundlage von bestimmten Hintergrundkonzentrationen für die Emissionen der jeweiligen Produktökobilanz neu berechnet werden. „Dieser Ansatz erwies sich jedoch orientiert an der schlechten Datenlage der ozonbildenden Substanzen im Rahmen einer Sachbilanz als zu aufwendig im Vergleich zu seinem möglichen Nutzen.“ ([UBA 2000)]

„Um dennoch die Stickoxide in die Modellierung der Photoxidantienbildung mit einbeziehen zu können, wurde von [Stern 1997] eine lineare Berücksichtigung der Stickoxide vorgeschlagen. Dies bedeutet, dass aufbauend auf das POCP-Modell in Ethen-Äquivalenten jeweils die pro System emittierten Stickoxide zu dem berechneten POCP-Wert multipliziert werden.“ ([UBA 2000]) Daraus ergibt sich ein neuer Indikator, das Nitrogen Corrected Photochemical Ozone Creation Potential - NCPOCP, das die lineare Berücksichtigung der Stickoxide ermöglicht. Allerdings hat sich die neue Methode nicht als tragfähig bzw. praktikabel erwiesen.

3.2 CML 2002

Im Basisansatz in [CML 2002] wird für die Wirkungskategorie „Photooxidant formation“ das „Photochemical Ozone Creation Potential“ (POCP) basierend auf dem Box-Modell von [Derwent et al. 1998] & [Jenkin & Hayman 1999] für Kohlenwasserstoffe und [Derwent et al. 1996] für nichtorganische Substanzen vorgeschlagen (vgl. Abbildung 2, Kapitel 3.1).

Der Wirkungskategorieindikator ist das photochemische Ozonbildungspotential (Photochemical Ozone Creation Potential - POCP) ausgedrückt in kg Ethen--e pro kg Emission i, das für die Photosmogbildung gemessen an der Leitsubstanz Ozon steht.

POCP ist nach [Derwent et al. 1998] als Veränderung der Ozonkonzentration aufgrund einer VOC-Emissionsänderung im Verhältnis zur Ethen-Emissionsänderung definiert (vgl. Formel 3).

$$POCP_i = \frac{a_i / b_i}{a_{C_2H_4} / b_{C_2H_4}} \tag{3}$$

$POCP_i$ = Photochemical Ozone Creation Potential der Substanz i

a_i = Änderung der Ozonkonzentration aufgrund einer Änderung von VOC i Emissionen

b_i = Emissionsänderung von VOC i

C_2H_4 = Ethen

(Quelle: [CML 2002])

Die Terme des Nenners und des Zählers aus Formel 3 entsprechen jeweils der chemischen Umwandlung Ch_i aus Formel 2 (vgl. Kapitel 2.1).

Die Berechnung der Ozonkonzentrationsänderung basiert auf dem in Abbildung 1 (vgl. Kapitel 2.2.1) dargestellten 5-Tages Trajektorien-Box-Modell. Dem Luftpaket, das sich auf der Trajektorie von Zentraleuropa nach Großbritannien bewegt und eine konstante Stickoxid-Hintergrundkonzentration beinhaltet, werden jeweils eine bestimmte Menge an spezifischen VOC Emissionen (Variable b aus Formel 3) zugesetzt. Der daraus folgende Ozonkonzentrationsanstieg (Variable a aus Formel 3) wird mittels dem chemischen Modell MCM (Master Chemical Mechanism) berechnet. Dieses Modell basiert auf dem UK Emissionsinventar und wurde ursprünglich für die europäische Luftreinhaltepolitik entwickelt. Das modellierte Luftpaket wird hinsichtlich der meteorologischen Bedingungen

als repräsentativ für Nord-West-Europa angesehen. Modellbedingte Unsicherheiten des MCM-Modells ergeben sich aus Annahmen zu z.B. Hintergrundkonzentrationen, meteorologischen Bedingungen oder der Beobachtungszeitspanne.

Die Ozonkonzentrationsänderungen der Individualsubstanzen werden auf Ethen-Äquivalente normiert. In der aktuellsten Auflistung der Charakterisierungsfaktoren sind ca. 130 Substanzen gelistet. Zu ihnen zählen individuelle NMVOCs (Einzelsubstanzen), Stickstoffdioxid, Stickstoffmonoxid, Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid.

Der Einbezug und das Vorhandensein von Summenparametern, wie z.B. unspezifiziertes NMVOC, soll nach [CML 2002] nicht auf Ebene der Wirkungsabschätzung, sondern auf Ebene der Sachbilanz gelöst werden. Allerdings zeigt sich in der Praxis häufig, dass als Primärdaten für bestimmte Prozesse und Anlagen nur Summenparameter berichtet werden, die im Nachhinein nicht wieder aufgesplittet werden können. Eine Lösung auf Sachbilanzebene ist meist nicht möglich.

Die [CML 2002] Methodenentwicklung zeigt, dass der Umgang mit NOx immer wieder eine methodische Herausforderung ist. In [CML 2002] wird NOx zum einen durch die hohe NOx-Hintergrundkonzentration als Modellannahme berücksichtigt, zum anderen wird vorgeschlagen, einen Charakterisierungsfaktor für diese anorganischen Substanzen einzubeziehen. Gleichzeitig wird vermerkt, dass hierfür noch keine ausreichend genauen Methoden entwickelt wurden. Behelfsweise werden die Basisfaktoren um die POCP für anorganische Substanzen von [Derwent et al. 1996] (NO und NO_2) ergänzt (vgl. Abbildung 2). Als Rechtfertigung wird die Erklärung von Derwent herangezogen, dass die POCP für anorganische Substanzen, welche auf dem älteren Modell [Derwent et al. 1996] basieren, mit den neuen marginalen POCP für VOC kombiniert werden können. (vgl. [CML 2002])

Da ein Überangebot an Stickstoffmonoxid im Gegensatz zu Stickstoffdioxid den Ozonabbau begünstigt, besitzt NO nach [Derwent et al. 1996] einen negativen Faktor. Neben den zusätzlichen Anforderungen in den Sachbilanzen, wo die Stickoxide meist nicht als Einzelsubstanzen ausgewiesen werden, steht die Frage im Raum, inwiefern Stickstoffmonoxid den Abbau an Ozon nachhaltig begünstigt. Denn Stickstoffmonoxid wirkt sich nur solange positiv auf den Abbau aus, solange es im Überschuss vorliegt und über eine Reaktion mit Kohlenwasserstoffe zu NO_2 reagiert. Zu einem freien Angebot an NO kommt es z.B. häufig an stark befahrenen Straßen. Das dort emittierte NO könnte allerdings auch weiter entfernt von der Straße mit Kohlenwasserstoffen zu NO_2 reagieren und somit die

Ozonbildung begünstigen. Zur praktischen Anwendung der Charakterisierungsfaktoren von NO und NO_2 müssen die in der Sachbilanz als Stickoxide ausgewiesenen Substanzen über ein prozessspezifisches NO/NO_2-Verhältnis in diese beiden Substanzen auf gesplittet werden.

Als Alternative zu den POCP auf Basis hoher NOx Hintergrundkonzentration werden POCP von [Andersson-Sköld et al. 1992] auf Basis niedriger NO_x-Konzentrationen vorgeschlagen, welche z.B. für gering besiedelten Gebiete repräsentativ sein können.

3.3 JRC 2011

In [JRC 2011] wird die Methode von [ReCiPe 2008] basierend auf [Van Zelm et al. 2007] empfohlen, die auf dem komplexen photochemischen Ausbreitungsmodell LOTOS-EUROS (vgl. Kapitel 2.2.2) beruht und die Berechnung von Charakterisierungsfaktoren individueller NMVOCs mit der Methode von [Derwent et al. 1998] einbezieht (vgl. Kapitel 3.4).

[JRC 2011] geht detailliert auf die Komplexität der bodennahen Ozonbildung ein, die sich nur mit Vereinfachungen in einem Modell abbilden lässt. Es werden zwei Alternativen genannt, mittels derer eine Vereinfachung stattfinden kann. Zum einen könnte das nicht-lineare und dynamische Verhalten von Bildungsprozessen vernachlässigt werden, um Faktoren für eine Vielzahl von Substanzen zu ermitteln. Ein solches Modell würde eine oder mehrere typische Situationen hinsichtlich Meteorologie, Atmosphärenchemie und Luftschadstoffen abbilden. Zum anderen könnte die eine Vereinfachung durch die Vernachlässigung individueller VOC stattfinden. Lt. [JRC 2011] besitzt eine regionale Modellbildung inkl. Fate- und Expositionsmodell einen größeren Einfluss auf die Ergebnisse als eine differenzierte Substanzbetrachtung. Deshalb wird die Vereinfachung hinsichtlich der Vielzahl an Substanzen gegenüber einer Vereinfachung des dynamischen und nicht-linearen Wirkungsweges, wie es im LOTOS-EUROS Modell umgesetzt wurde, bevorzugt.

3.4 ReCiPe 2008

[ReCiPe 2008] referenziert für die Wirkungskategorie „Gesundheitsschäden durch Ozon“ (health damage due to ozone) die Veröffentlichung von [Van Zelm et al. 2007], die auf dem komplexen photochemischen Ausbreitungsmodell LOTOS-EUROS aufbaut (vgl. Kapitel 2.2.2). Geographisch ist das Modell in Europa zu verorten.

In der Publikation von [Van Zelm et al. 2007] werden über Intake Fractions und einen Effekt-Faktor nur Endpoint-Charakterisierungsfaktoren berechnet. Ozonkonzentrationen werden zwar zur Berechnung der Intake Fractions benötigt; sind aber in [Van Zelm et al. 2007] nicht dokumentiert. Damit die Midpoint Charakterisierungsfaktoren sowohl die Gefährdung der menschlichen Gesundheit als auch der Ökosysteme repräsentieren, wurden nicht Intake Fractions sondern Ozonkonzentrationsänderungen herangezogen. Die Berechnung der Midpoint-Charakterisierungsfaktoren in [ReCiPe 2008] erfolgte durch die Autoren von [Van Zelm et al. 2007].

Für die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren wird die Photosmogbildung gemessen an der Leitsubstanz Ozon herangezogen. Der Wirkungskategorieindikator ist das „Ozone Formation Potential“ (OFP) ausgedrückt in kg NMVOC-e pro kg Emission. Das OFP ist definiert als marginale Änderung der europäischen Ozondurchschnittskonzentrationen im Verhältnis zur marginalen Änderung der Emission der jeweiligen Substanz bezogen auf 8 Stunden und normiert auf NMVOC (vgl. Formel (4)).

$$OFP = \frac{\overline{dC_{O3}/dM_x}}{\overline{dC_{O3}/dM_{NMVOC}}} \qquad (4)$$

OFP = Ozone Formation Potential – europäischer Mittelwert [kg NMVOC-e / kg Emission x]

dC_{O3} = Änderung der Ozonkonzentration [kg/m³]

$dM_{x\ bzw.\ NMVOC}$ = Emissionsänderung der Substanz x bzw. NMVOC [kg/a]

(Quelle: [ReCiPe 2008])

Über das Modell LOTOS-EUROS wird der Transportweg der einzelnen Schadstoffe zum Wirkort bestimmt und die Ozonbildung pro Rasterzelle (25 x 25 km²) berechnet. Diese Rechenschritte entsprechen den beiden Termen aus der Strukturformel (2): chemische Umwandlung und Transportfaktor. Das LOTOS-EUROS Modell selbst kann die Bildung von Ozon zeitlich und räumlich hochaufgelöst abbilden. Die OFP-Charakterisierungsfaktoren aus [ReCiPe 2008] hingegen stellen keine räumliche differenzierten Faktoren, sondern europäische Durchschnittsfaktoren dar. Die Ermittlung dieser Durchschnittskonzentrationen in Formel (4) erfolgt über eine Mittelwertbildung der zellspezifischen Ozonkonzentrationen. Meeresregionen werden hierbei ausgeschlossen.

In die Berechnungen fließen u.a. meteorologische Bedingungen des Jahres 1997 (Repräsentativ für die Durchschnittsbedingungen der Ozonbildung), Emissionsdaten von

CAFE (Clean Air for Europe) aus dem Jahr 2000, die räumliche Ausbreitung, d.h. Transport der Substanzen zum Wirkort inkl. allgemeiner Atmosphärenchemie ein [Van Zelm et al. 2007]. Im LOTOS-EUROS-Modell wird Europa exklusive Island und inklusive Teilen Asiens (z.B. Kleinasien) in 14.000 Zellen von 25 x 25 km² unterteilt. Europa wird dabei als ein offenes System modelliert. Dies bedeutet, dass Emissionen, welche außerhalb von Europa abgelagert werden oder von außerhalb nach Europa gelangen nicht in die Charakterisierungsfaktoren einfließen. Modellbedingte Unsicherheiten stammen u.a. aus den Annahmen zur Ausbreitungsrechnung (z.B. Windgeschwindigkeit), den Systemgrenzen oder den meteorologischen Bedingungen.

Die Zusammensetzung der Luftmassen wird durch die europäischen Emissionen bestimmt. Daraus folgt, dass auch für NOx ein Charakterisierungsfaktor bestimmt werden kann, da im Gegensatz zum Box-Modell NOx kein Grundparameter ist.

Als Ergebnis der Modellierung wurden folgende Charakterisierungsfaktoren berechnet:

- OFP (NMVOC, unspezifiziert) = 1 kg NMVOC-e/kg-Emission
- OFP (NOx) = 1 kg NMVOC-e/kg-Emission

In Sachbilanzen sind allerdings auch individuelle NMVOC gelistet. Da die Reaktivität individueller NMVOC sehr unterschiedlich sein kann und mit dem Durchschnittsfaktor einige Emissionen unterbewertet werden könnten, wurden in [ReCiPe 2008] Charakterisierungsfaktoren für diese Substanzen ergänzt. Zur Berechnung der OFP individueller NMVOC werden die POCP von [Derwent et al. 1998] herangezogen, welche die relativen Unterschiede des Ozonbildungspotentials zwischen den einzelnen NMVOC abbilden. Folgende Formel wird zur Berechnung herangezogen:

$$OFP_i = \frac{POCP_i}{POCP_{NMVOC,undpez.}} * OFP_{NMVOC,unspez.} \quad (5)$$

$OFP_{i \text{ bzw. } NMVOC, unspez.}$ = Ozone Formation Potential der Substanz i bzw. von unspezifiziertem NMVOC [kg NMVOC-e / kg Emission i]

$POCP_{i \text{ bzw. } NMVOC, unspez.}$ = Photochemical Ozone Creation Potential der Substanz i bzw. von unspezifiziertem NMVOC [kg Ethen-e / kg Emission i bzw. NMVOC]

(Quelle: nach [ReCiPe 2008])

Dabei liegt das POCP von unspezifiziertem NMVOC lt. [Van Zelm et al. 2007] in der Spannbreite von 0,2-0,6 kg Ethen-e pro kg-Emission. Die Rückrechnung der publizierten Charakterisierungsfaktoren ergibt, dass in [ReCiPe 2008] ein POCP von ca. 0,59 Ethen-e/kg-Emission angenommen wird.

Zudem werden Faktoren für die Substanzen Schwefeldioxid, Schwefeloxide und Kohlenmonoxid über Gleichung 5 berechnet.

An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass das POCP-Box-Modell einen anderen Modellierungsansatz inkl. anderen Annahmen und Hintergrundkonzentrationen als das LOTOS-EUROS Modell darstellt. Die modellbedingten Unsicherheiten von LOTOS-EUROS werden durch die Verrechnung mit dem Box-Modell vergrößert.

3.5 GPPS 2011

Im GPPS Leitfaden wird vorgeschlagen das POFP (Photochemical Ozone Formation Potential) ausgedrückt in [kg NMVOC-e/kg-Emission] auf Midpoint-Ebene, wie in [ReCiPe 2008] beschrieben (vgl. Kapitel 3.4), anzuwenden.

3.6 Impact 2002+

[IMPACT 2002+] unterscheidet in der Wirkungskategorie Photochemische Oxidation (Photochemical Oxidation) zwischen Wirkung auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme.

Die Midpoint-Charakterisierungsfaktoren hinsichtlich der menschlichen Gesundheit leiten sich nicht aus einem Midpoint-Modell ab, sondern werden aus den Endpoint-Faktoren von Eco-indicator 99 rückgerechnet. Die Einheit lautet [kg Ethene-e/kg Emission i].

Da bezüglich der Wirkung auf die Qualität von Ökosystemen noch keine Schadpotentialberechnungen existieren, sind für dieses Schutzgut keine Charakterisierungsfaktoren enthalten.

3.7 Carter 2010

Die kalifornische Grenzwertpolitik und das Methodenwerk TRACI basiert hinsichtlich photochemischer Oxidantienbildung auf der Maximalen Inkrementellen Reaktivität (MIR) aus den Veröffentlichungen von William Carter. Die Grundlage für die Ermittlung der

Maximum Incremental Reactivity (MIR) bilden atmosphärenchemische Mechanismen, die seit den 80er Jahren unter dem Namen SAPRC[5] von William Carter entwickelt werden. Seit 1987 wird der SAPRC-Mechanismus von verschiedenen staatlichen Institutionen wie EPA[6] und USAF[7] genutzt [CARTER 2012]. In [Carter 2008] wird die Quantifizierung von Sommersmog in Ökobilanzen als geeignetes Anwendungsgebiet für MIR genannt. Die aktuell publizierten Faktoren in [Carter 2010] basieren auf der Version SAPRC-07.

Die Berechnung der MIR erfolgt anhand von 39 Box- Modellen, welche ursprünglich von [Baugues 1990] entwickelt wurden. Die Modelle repräsentierten die atmosphärischen Bedingungen von 39 U.S. Städten, die zu jener Zeit ein Problem mit bodennahem Ozon hatten, und enthalten eine bestimmte Hintergrundkonzentration an individuellen VOC. Die chemischen Mechanismen innerhalb der Box-Modelle basieren auf dem Programm SAPRC-07, welches kontinuierlich aktualisiert und erweitert wird. SAPRC-07 simuliert die Basismechanismen für die Reaktion von organischen Substanzen und anorganischen Substanzen sowie chemische Mechanismen für über 1100 individuelle VOC und VOC-Gemische (siehe Anhang IV). In [Carter 2010] sind alle zu Grunde gelegten Annahmen und Mechanismen dokumentiert.

Die Inkrementelle Reaktivität, welche als Maß für die Ozonbildung genutzt werden kann, ist folgendermaßen definiert:

$$\begin{matrix}\text{Inkrementelle}\\ \text{Reaktivität (IR)}\\ \text{von VOC } i\end{matrix} = \lim_{\substack{\text{zusätzliche}\\ \text{Menge VOC } i}\to 0}\left(\frac{\begin{matrix}\text{gebildetes } O_3\\ \text{nach Zugabe}\\ \text{von VOC } i\end{matrix} - \begin{matrix}\text{gebildetes } O_3\\ \text{im Basis-}\\ \text{szenario}\end{matrix}}{\text{zusätzliche Menge VOC } i}\right)$$

(Quelle: nach [Carter 2009])

Die Inkrementelle Reaktivität drückt aus, wieviel Ozon durch die Zugabe einer geringen Menge an individuellem VOC zusätzlich zum Basisszenario gebildet wird. Das Basisszenario basiert auf einer definierten Hintergrundkonzentration an verschiedenen individuellen VOC und Stickstoffdioxiden.

[5] SAPRC: Name des Forschungszentrums ((California) Statewide Air Pollution Research Center) in dem die chemischen Mechanismen zur Berechnung der MIR entwickelt wurden
[6] United States Environmental Protection Agency
[7] United States Air Force

In den Box-Modellen wird für die Ermittlung der Maximalen Inkrementellen Reaktivität (MIR) die Menge an VOC i schrittweise so lange erhöht, bis die maximale Zunahme an Ozon zu verzeichnen ist. Die Hintergrundkonzentrationen aller anderen individuellen VOC bleiben konstant. Die Stickstoffoxidkonzentration wird entsprechend der Maximalen Inkrementelle Reaktivität für die Basis-Hintergrundkonzentration angepasst. In einem solchen Szenario wird die Sensitivität der Ozonbildung gegenüber VOC Emissionen aufgezeigt. Die Berechnung der MIR erfolgt für alle 39 Städte, aus denen anschließend ein Durchschnittswert errechnet wird.

Das ursprüngliche Modell ist auf Grund der Abhängigkeit von Stickstoffdioxidkonzentrationen nur für VOC anwendbar. In [Carter 2008] wird eine Methode zur Berechnung der MIR von Stickstoffverbindungen, den NMIR (Nitrogen Maximum Incremental Reactivity), entwickelt. Es werden dieselben Modelle, Annahmen und Mechanismen wie zur Berechnung der MIR zu Grunde gelegt. Basierend auf derselben Hintergrundkonzentration an VOC wird die Menge an Stickstoffoxiden schrittweise bis zur maximalen Reaktivität in jedem der 39 Box-Modelle erhöht. Damit wird eine konsistente Ermittlung von Faktoren für Stickstoffoxide ermöglicht.

MIR und NMIR werden für über 1100 individuelle VOC und VOC Gemische sowie für NOx, NO2 und HONO ausgedrückt in Masse gebildetes Ozon pro Masse an Emission ([g O3-e/g-Emission]) bereitgestellt. (Beispiele: siehe Anhang I).

Folgende Unsicherheiten werden in [Carter 2013] genannt:

- Modellbedingte Unsicherheiten des Box-Modells
    - nicht generell für alle Regionen repräsentativ
    - zu Grunde gelegte Box-Modelle enthalten starke Vereinfachungen der Umweltbedingungen
- Modellbedingte Unsicherheiten der Simulation chemischer Mechanismen durch
    - Zugrunde gelegte Hintergrundkonzentrationen
    - Getroffene Annahmen zu Mechanismen der VOC

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen im vorliegenden Projekt über Indikatoren auf Midpoint Ebene abgebildet werden.

- Für zukünftige UBA-Getränkeverpackungsökobilanzen wird für die Wirkungskategorie „Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog“ die Verwendung der „Maximum Incremental Reactivity“ für VOC und Stickstoff-MIR (Nitrogen-MIR) nach [Carter 2010] empfohlen. Basierend auf optimalen Hintergrundkonzentrationen an Stickoxiden wird in Box-Modellen die maximale inkrementelle Reaktivität von Substanzen über die Masse gebildeten Ozons quantifiziert. (Charakterisierungsfaktoren gemäß Anhang III).

- Damit wird eine Methode empfohlen, welche folgende Ansprüche miteinander vereint:

    - Bereitstellung von Charakterisierungsfaktoren für über 1100 individuellen VOC und VOC Gemischen (inkl. VOC unspezifiziert), Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid.

    - Konsistente Abbildung von spezifizierten VOC, unspezifizierten VOC und Stickoxiden in einem einheitlichen Modell.

    - Aufzeigen von potentiellen Umweltschäden entsprechend dem Vorsorgeprinzip über Worst-case-Faktoren.

    - Die Berechnung von Ozonbildungspotentialen basiert auf Hintergrund-konzentrationen. Werden reale Konzentrationen zu Grunde gelegt, bei denen die Reaktionspartner möglicherweise den limitierenden Faktor für die Ozonbildung darstellen, so führt eine Anwendung dieser Charakterisierungsfaktoren zu einer möglichen Unterschätzung des Umweltrisikos. Die MIRs hingegen basieren auf Gasgemischen in denen die Reaktionspartner nicht den limitierenden Faktor darstellen.

    - Die in Praxisökobilanzen üblicherweise verfügbaren Sachbilanzdaten stammen aus globalen Lieferketten. Aus Sicht der Auftragnehmer ist eine Anwendung der MIR in Ökobilanzen mit Emissionen aus globalen Prozessen gerechtfertigt,

da die zu Grunde liegenden nordamerikanischen meteorologische Bedingungen die Bildung von Photooxidantien begünstigen und somit Regionen mit hohem Sommersmogpotential entsprechen. Mögliche durch die „Maximum Incremental Reactivity“ bedingte Überschätzungen von potentiellen Umweltwirkungen können und sollen vom Anwender transparent diskutiert werden.

- MIR und NMIR, d.h. organischen Schadstoffe (VOCs) und Stickoxide, sind separat auszuweisen. Dies ist darin begründet, dass das Umweltproblemfeld „Sommersmog“ auf dem Vorhandensein von VOC beruht. Stickoxide sind in fast allen Regionen vorhanden; die reine Anwesenheit von ihnen führt allerdings nicht zur Bildung von Photooxidantien.

- Für europäische Emissionen sind die Faktoren von [ReCiPe 2008] vertretbar. Die Ozonbildung außerhalb Europas unterliegt allerdings anderen meteorologischen Bedingungen, weshalb auch die Autoren von einer Anwendung für außereuropäische Emissionen abraten. Für Ökobilanzen basierend auf europäischen Emissionen kann eine Sensitivitätsanalyse nach [ReCiPe 2008] basierend auf dem Chemietransport-Modell LOTUS-EUROS durchgeführt werden.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung von Wirkungsabschätzungsergebnissen bilden die in Sachbilanzen zusammengestellten Daten. Dabei ist die Dokumentation individueller Substanzen gegenüber Summenparametern grundsätzlich zu bevorzugen. Allerdings sind in den bestehenden Inventaren oft Summenparameter, wie z.B. NMVOC unspezifiziert, gelistet. Da mit den Charakterisierungsfaktoren aus [Carter 2010] auch Summenparameter bedient werden können, wird empfohlen diese Summenparameter als solche zu übernehmen. Ist die spezifische Anwendung bekannt (z.B. Verwendung von Lösemitteln), so sind die Substanzen entsprechend der Anwendung zu spezifizieren, um die von [Carter 2010] bereitgestellten Faktoren für verschiedene Gemische verwenden zu können.

In der Sachbilanzphase muss allerdings überprüft werden, ob in den genutzten Inventaren die Summenparameter als Summe der Einzelsubstanzen zusätzlich gelistet sind. Wäre dies der Fall, würde es in der Wirkungsabschätzung zu einer Doppelzählung kommen.

Zur praktischen Anwendung der Charakterisierungsfaktoren von NO und NO_2 müssen die in der Sachbilanz als Stickoxide ausgewiesenen Substanzen über ein prozessspezifisches NO/NO_2-Verhältnis in diese beiden Substanzen auf gesplittet werden.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: „Photochemische Oxidantienbildung/Sommersmog“

Wirkungskategorie-Indikator: Maximum Incremental Reactivity MIR [kg O_3-e /fE]

Charakterisierungsfaktor:

Maximum Incremental Reactivity MIR_i [g O_3-e / $g_{Emission\ i}$]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Vermeidung vielfältiger Folgewirkungen durch Bildung von Photooxidantien
- Als Hauptverursacher gelten leichtflüchtige organische Verbindungen (VOC), die den durch Stickstoffoxide bedingten Zyklus von Bildung und Abbau bodennahen Ozons unterbrechen.
- Der Wirkungskategorie-Indikator ist die maximale inkrementelle Reaktivität (Maximum Incremental Reactivity) MIR ausgedrückt in Ozonbildung [kg O_3-e/fE]

Sachbilanz:

- Dokumentation zum Umgang mit VOC-Summenparametern und Spezifizierung der unspezifizierten VOC-Emissionen entsprechend Anwendungen
- Dokumentation zur prozessspezifischen Aufsplittung von NOx in die Einzelsubstanzen NO/NO_2
- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze hinsichtlich Vollständigkeit und Datensymmetrie

Wirkungsabschätzung:

- Aktuellste MIR-Faktoren von entsprechend California Code of Regulations, derzeit: [Carter 2010]

- Charakterisierungsfaktor: [g O_3-e / $g_{Emission\ i}$]
  - MIRs für organische Verbindungen
  - NMIRs für Stickoxide
- Optionale Sensitivitätsanalyse im Europäischer Kontext: [ReCiPe 2008]
  - LOTOS-EUROS für Summenparameter NMVOC und NOx
  - POCP gewichtete OFPs für NMVOCs als Einzelsubstanzen und CO & CH_4

<u>Auswertung:</u>

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoralanalyse
- Separate Darstellung der Ergebnisse gegliedert nach Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden (MIR/NMIR)
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Prüfung auf Ergebnisrelevanz von Summenparametern, Diskussion dieses Sachverhaltes

7 Literatur

[Andersson-Sköld et al. 1992] Andersson-Sköld, Y., P. Grennfelt & K. Pleijel, 1992. Photochemical ozone creation potentials: a study of different concepts. J. Air Waste Management. 42 (9): 1152-1158

[Baugues 1990] Baugues, K.: Preliminary Planning Information for Updating the Ozone Regulatory Impact Analysis Version of EKMA, Source Receptor Analysis Branch, Technical Support Division, U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, Januar 1990

[Cal. Code Regs. 2010] California Code of Regulations. Titel 17. Subchapter 8.6. Article 1. sections 94700 und 94701. San Francisco, 2. Oktober 2010

[Carter 1994] Carter, W. P.: Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. J. Air Water Management Assessment 44, 881–889

[Carter 2006] Carter, W. P. L.: The SAPRC Chemical Mechanisms. Präsentation auf der International Conference on Atmospheric Chemical Mechanisms, Davis, CA, 6.-8. Dezember 2006

[Carter 2008] Carter, W. P. L.: Estimation of the Maximum Ozone Impacts of Oxides of Nitrogen. College of Engineering Center for Environmental Research and Technology (CE-CERT) University of California, Riverside, CA, 22. Januar 2008

[Carter 2010] Carter, W. P. L.: Development of the SARC-07 Chemical Mechanism and Updated Ozone Reactivity Scales. Updated Chemical Mechanisms for Airshed Model Applications. Supplementary Material. California Air Resources Board, 11. Mai 2012

[Carter 2012] Carter, W. P. L.: Current Status of SAPRC Mechanism Development. Präsentation auf der 4. Conference on Atmospheric Chemical Mechanisms, Davis, California, 10.-13. Dezember 2012

[Carter 2013] Carter, W. P. L.: Development of Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds. Präsentation bei der Air & Waste Management Association, West Coast Section Annual Meeting, 17. Oktober 2013

[CML 1992] Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lamkreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A. M. M.; Eggels, P. G.; van Duin, R.; de Goede, H. P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Back grounds (Part 2) October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[Derwent & Jenkin 1990] Derwent, R. G., Jenkin, M. E., Saunders, S. M., Pilling, M. J.: Photochemical ozone reation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism, Atmospheric Environment, 32, 2429–2441

[Derwent et al. 1996] Derwent, R. G.; Jenkin, M. E.; Saunders, S. M.: Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions. Atmospheric Environment 30, 181–199

[Derwent et al. 1998] Derwent, R. G., Jenkin, M. E., Saunders, S. M., Pilling, M. J.: Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism, Atmospheric Environment, 32, 2429–2441

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[Humbert et al. 2005] Humbert, Sebastien, Margni, Manuele, Jolliet, Oliver (2005). Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL)

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IPCC 2007] Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z., Marquis, M.; Averyt, K. B.; Tignor, M.; Miller, H.L. (eds.), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge UK and New York.

[Jenkin & Hayman 1999] Jenkin, M.E. G.D. Hayman, 1999. Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric Environment, 33 (8), 1275-1293

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[Neininger & Dommen 1995] Neininger, B.; Dommen, J.: POLLUMET - Luftverschmutzung und Meteorologie in der Schweiz, Auszug aus dem Entwurf des Schlussberichtes vom 21. Juni 1995. Pollumet Koordinationsstelle am Institut für Atmosphärenphysik der ETH Zürich im Auftrag des BULWAL, 1995

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Stern 1997] Stern, R.: Bewertung des Beitrags von Produkten zur Photooxidantienbildung im Rahmen von Ökobilanzen auf der Basis photochemischer Modellrechnungen. Methodenpapier zur Ökobilanz

"Graphische Papiere" im Auftrag des Umweltbundesamtes UFOPLAN FKZ 10350120

[TRACI 2003] Bare J.C., Norris G.A., Pennington, D.W., McKone, T.E. (2003). TRACI, The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. Journal of Industrial Ecology. 6 (3–4): 49-78

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1998] Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökobilanz Graphischer Papiere, Endbericht Heidelberg, 1998, zur Veröffentlichung vorgesehen

[UBA 1999] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ’99. UBA Texte 92/99, Berlin. Seite A1-34

[UBA 1999a] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Entwicklung eines Verfahrens zur Aufstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag zur Bundesverkehrsplanung. UBA Texte 04/99, Berlin

[UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000

[UBA 2010] Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (Hrsg.): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, Zusammenfassender Abschlussbericht. UBA-Texte 38/2011, Dessau-Roßlau, 2011

[Van Zelm et al. 2007] Van Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., Den Hollander, H.A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D. (2008). European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric Environment 42, 441-453.

Anhang I: Gegenüberstellung von Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden einiger Beispielsubstanzen

Substanz	Charakterisierungsfaktoren				
	UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen [kg Ethen-e/kg-Emission]	[CML 2002] (April 2013) [kg Ethen-e/kg-Emission]	[ReCiPe 2008] [kg NMVOC-e/kg-Emission]	[JRC 2012] [kg NMVOC-e/kg-Emission]	[Carter 2010] [g O_3-e/g-Emission]
1-Buten	1,079	1,079	1,820	1,820	9,73
1-Propanol	0,188	0,561	0,948	0,948	2,50
2-Propanol	0,188	0,188	0,318	0,318	0,61
Acetaldehyd	0,641	0,641	1,080	1,080	6,54
Essigsäure	0,097	0,097	0,164	0,164	0,68
Aceton	0,094	0,094	0,159	0,159	0,36
Benzen	0,220	0,218	0,368	0,368	0,72
Kohlenmonoxid, fossil	0,027	0,027	0,046	0,046	0,056
Ethan	0,123	0,123	0,208	0,208	0,28
Ethanol	0,399	0,399	0,674	0,674	1,53
Ethen	1	1	1,690	1,690	9,00
Formaldehyd	0,519	0,519	0,877	0,877	9,46
Methan, fossil	0,006	0,006	0,010	0,010	0,014
Methanol	0,14	0,140	0,236	0,236	0,67
NMVOC, unspezifiziert	1	-	1	1	3,60
Styren	0,142	0,142	0,240	0,240	1,73
Schwefeldioxid (Sulfurdioxid)	-	0,048	0,0811	0,0811	-
Schwefeloxide	-	-	0,0811	0,0811	-
Stickstoffdioxid (Nitrogendioxid)	-	0,028	1	1	16,85
Stickstoffmonoxid	-	-0,427	-	1	24,79
Stickoxide	-	-	1	1	-
Toluen	0,637	0,637	1,080	1,080	4,00

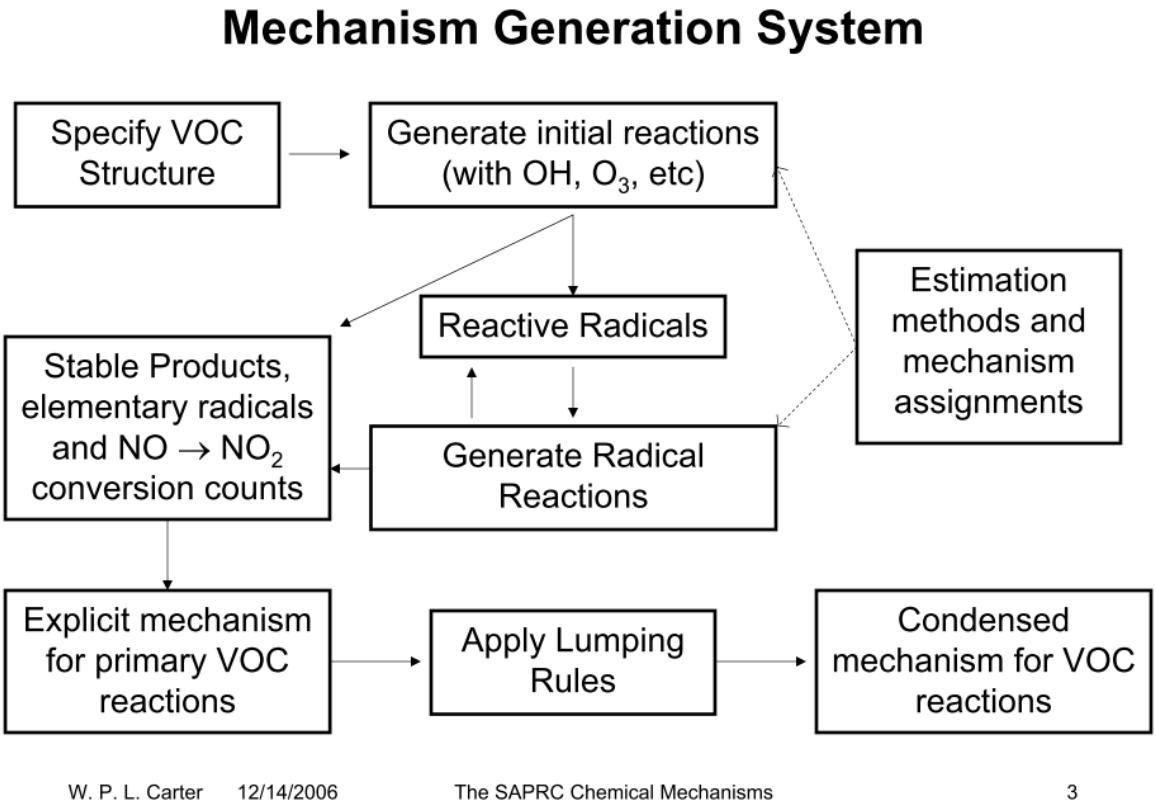
Anhang II: Vergleich von Charakterisierungsfaktoren, normiert auf Ethen-Äquivalente, nach UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen, [CML 2002] und [ReCiPe 2008] einiger Beispielsubstanzen

Substanz	Charakterisierungsfaktoren normiert auf Ethen-Äquivalente			
	UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen [kg Ethen-e/kg-Emission]	[CML 2002] (April 2013) [kg Ethen-e/kg-Emission]	[ReCiPe 2008] [kg Ethen-e/kg-Emission]	[Carter 2010] [kg Ethen-e/kg-Emission]
1-Buten	1,079	1,079	1,079	1,081
1-Propanol	0,188	0,561	0,561	0,278
2-Propanol	0,188	0,188	0,188	0,068
Acetaldehyd	0,641	0,641	0,641	0,727
Essigsäure	0,097	0,097	0,097	0,076
Aceton	0,094	0,094	0,094	0,040
Benzen	0,220	0,218	0,218	0,080
Kohlenmonoxid, fossil	0,027	0,027	0,027	0,006
Ethan	0,123	0,123	0,123	0,031
Ethanol	0,399	0,399	0,399	0,170
Ethen	1	1	1	1
Formaldehyd	0,519	0,519	0,519	1,051
Methan, fossil	0,006	0,006	0,006	0,002
Methanol	0,14	0,140	0,140	0,074
NMVOC, unspezifiziert	**1**	**-**	**0,592**	**0,400**
Styren	0,142	0,142	0,142	0,192
Schwefeldioxid	-	0,048	0,048	-
Schwefeloxide	-	-	0,048	-
Stickstoffdioxid	**-**	**0,028**	**0,592**	**1,872**
Stickstoffmonoxid	**-**	**-0,427**	**-**	**2,754**
Stickoxide	**-**	**-**	**0,592**	**-**
Toluen	0,637	0,637	0,637	0,444

Anhang III: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren (Beispiele, erweiterte Liste siehe [Carter 2010])

Substanz	Kompartiment	Charakterisierungsfaktoren [Carter 2010] [g O_3-e/g-Emission]
1-Buten	Luft	9,73
1-Propanol	Luft	2,50
2-Propanol	Luft	0,61
Acetaldehyd	Luft	6,54
Essigsäure	Luft	0,68
Aceton	Luft	0,36
Benzen	Luft	0,72
Kohlenmonoxid, fossil	Luft	0,056
Ethan	Luft	0,28
Ethanol	Luft	1,53
Ethen	Luft	9,00
Formaldehyd	Luft	9,46
Methan, fossil	Luft	0,014
Methanol	Luft	0,67
NMVOC, unspezifiziert	Luft	3,60
Styren	Luft	1,73
Stickstoffdioxid	Luft	16,85
Stickstoffmonoxid	Luft	24,79
Toluen	Luft	4,00

Anhang IV: SAPRC - Mechanismus für die Generierung der chemischen Mechanismen der VOC ([Carter 2006])



Anhang 7

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

1 Das Umweltproblemfeld 2

1.1 Aquatische Ökosysteme 2

1.2 Terrestrische Ökosysteme 7

2 Struktur des erforderlichen Indikators 10

2.1 Struktur des Indikators ohne Berücksichtigung von Stofftransport und regionaler Sensitivität 10

2.2 Struktur des Indikators inkl. Berücksichtigung von Stofftransport und regionaler Sensitivität 12

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 14

3.1 UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen 15

3.2 CML 2002 + Aktualisierungen 16

3.3 JRC (ILCD Handbook 2011) 17

3.4 ReCiPe 2008 22

3.5 GPPS 2011 29

3.6 Impact 2002+ 29

4 Empfehlungen 30

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 32

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 34

7 Literatur 35

Anhang I: Gegenüberstellung der Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden 38

Anhang II: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren 41

Anhang III: Anwendung von Critical Loads im Indikator 42

1 Das Umweltproblemfeld

Unter Eutrophierung wird übermäßige Zufuhr von Pflanzennährstoffen (anorganische P- und N-Verbindungen) in Gewässer und Böden verstanden. Das bewirkt primär verstärktes Pflanzenwachstum, kann zu unterschiedlichen Folgewirkungen führen und das bestehende Gleichgewicht in Ökosystemen beeinflussen. Das Phänomen der Eutrophierung wird oft nur auf aquatische Ökosysteme bezogen; ein erhöhtes Nährstoffangebot kann allerdings auch in terrestrischen Ökosystemen unerwünschte Auswirkungen haben. Deshalb werden in [UBA 1999] und [UBA 200] sowohl die terrestrischen als auch die aquatischen Ökosysteme in der Wirkungsabschätzung adressiert.

Der Eintrag von Nährstoffen kann aus Kommunal- sowie Industrieabwässern (incl. Agrarindustrie), Düngung, Fischzucht, atmosphärischem Stickstoffeintrag aus Verbrennungsprozessen und Erosion von Böden erfolgen. Eutrophierung hat i.d.R. einen lokalen oder regionalen ggf. auch überregionalen Bezug (z.B. Algenblüte in der Ostsee). Die Voraussage absoluter oder genauer Umweltwirkungen aufgrund von Nährstoffeinträgen in Ökosysteme müsste den Immissionsort, dessen Vorbelastung sowie lokale Sensitivitäten berücksichtigen (vgl. Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5). Aufgrund des i.d.R. geringen Orts-/Zeitbezugs und der Datenquantifizierung bezogen auf die funktionelle Einheit ist in der Ökobilanz allerdings keine Risikoanalyse, Umweltverträglichkeitsprüfung oder ähnliches intendiert (vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung, Kapitel 1, 3.8, 3.9).

1.1 Aquatische Ökosysteme

In aquatischen Ökosystemen führt übermäßiger Nährstoffeintrag primär zu einer Zunahme an Primärproduktion (Algenwachstum). Als Makronährstoffe der Primärproduzenten haben NO_3^- und PO_4^{3-} (Nährsalze, häufig berechnet als P bzw. N) die größte Bedeutung. Die produzierte Biomasse sinkt nach deren Absterben zu Boden und wird aerob von Destruenten unter Sauerstoffverbrauch (Sauerstoffzehrung) und CO_2-Abgabe abgebaut. Dabei werden in der Biomasse gebundener Phosphor und Stickstoff in Form anorganischer P- und N-Verbindungen freigesetzt. Die Destruenten verwenden den enthaltenen Kohlenstoff in ihrem Stoffwechsel. Auch andere in ein Gewässer eingetragene Biomasse wird von Destruenten analog abgebaut. In Deutschland wird Sauerstoffzehrung hauptsächlich durch organische Biomasse verursacht, die in Folge von Eutrophierung entsteht, die direkte Emission

organischer Substanzen ist von untergeordneter Bedeutung [UBA 2014]. Im Kontext der Ökobilanz greift die Generalisierung der Verhältnisse in Deutschland allerdings zu kurz.

Aus dem Abbau der Biomasse ergeben sich Folgewirkungen: Durch den aeroben Abbau kann als Sekundärwirkung Sauerstoffarmut am Gewässergrund entstehen, was zu weiteren Folgewirkungen führen kann: Das Sediment und der Wasserkörper über Grund können für aerobe Lebewesen unbewohnbar werden, im schlimmsten Fall dehnt sich die sauerstoffarme bis anaerobe Zone auf die restlichen Gewässerschichten aus, was zu Fischsterben führen kann. Die Eutrophierung bewirkt somit ein Ungleichgewicht in den betroffenen Gewässern und kann zu Artenverschiebungen und Artenarmut führen. In [UBA 1999][1] werden sowohl die Primärwirkung, die Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“ sowie weitere Folgewirkungen adressiert. [UBA 1995][2] berücksichtigt daher sowohl den Eintrag der anorganischen P- und N-Verbindungen als auch den des organischen Kohlenstoffs in Gewässer und stellt fest: „Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) wird als Maß für den Eintrag organischen Kohlenstoffs benutzt. Bei der Definition des Eutrophierungspotenzials wird davon ausgegangen, dass potentiell jede Nährstoffzufuhr eine Überdüngung bewirken kann. Das lokale Nährstoffangebot wird dabei nicht berücksichtigt.“ Mit dem Hinweis der Nichtberücksichtigung des lokalen Nährstoffangebots trägt [UBA 1995] der Tatsche Rechnung, dass die Sachbilanzdaten eine geringe Raum-/Zeit-Auflösung haben (insbesondere in aggregierten Datensätzen) und dass die quantitativen Angaben auf die funktionelle Einheit bezogen sind (vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung). Adressiert wird demzufolge das Eutrophierungspotenzial. Diese Sichtweise spiegelt sich auch in der Behandlung der Wirkungskategorie in [UBA 2000] (Kapitel 3.2.3.3 „Eutrophierung und Sauerstoffzehrung“) wider.

Als Schutzziel für aquatische Ökosysteme wird i.d.R. der Erhalt des aeroben Zustands und der standorttypischen Artenvielfalt in limnischen und marinen Gewässern formuliert. Damit werden sowohl primäre als auch sekundäre Wirkungen angesprochen. [UBA 1999] betont im Kontext des Schutzguts „menschliche Gesundheit“ zudem die humantoxikologisch relevante Massenvermehrung von Toxinen ausscheidenden Blaualgen sowie verstärkte bakterielle Belastung, z.B. durch koliforme Keime, in Badegewässern. Nährstoffseitig wird die Primärproduktion durch denjenigen Nährstoff limitiert, der im Verhältnis zum Bedarf am wenigsten in der natürlichen Umwelt verfügbar ist. Ist z.B. Phosphor der limitierende Faktor

[1] [UBA 1999] Anhang 1, Kapitel 3.
[2] [UBA 1995] Kapitel 5.7

für das Algenwachstum, so führt ein zusätzlicher Eintrag von Phosphorverbindungen, z.B. über das Abwasser einer Kläranlage, zu verstärktem Wachstum. I.d.R. ist P das limitierende Element in limnischen und N in marinen Systemen.

Das Charakterisierungsmodell nach [ReCiPe 2008] (vgl. Kapitel 3.4) schlägt vor, die in der Sachbilanz quantifizierten P-und N-relevanten Emissionen im Abwasser in Bezug auf limnische und marine Systeme (Küstenmeere) getrennt zu berücksichtigen: P-relevante Emissionen werden nur für limnische Gewässer berücksichtigt, N-relevante Emissionen nur für Küstenmeere (unterschiedliche Charakterisierungsfaktoren je nach Emissionsmedium sowie Annahmen zur N-Eliminierung in Flüssen; vgl. Kapitel 3.4). Ein Grundgedanke von ReCiPe ist, dass der Biomasseaufbau je nach Gewässertyp nur durch den limitierenden Nährstoff, d.h. entweder P oder N, hervorgerufen wird. Demnach ist nur dieser in die Wirkungsabschätzung einzubeziehen. Aus Sicht der Auftragnehmer ist aufgrund der geringen Raum-/Zeitauflösung der Sachbilanzdaten allerdings Folgendes zu bedenken:

- Ob Emissionen küstennah oder küstenfern in limnische Gewässer oder direkt in Küstenmeere abgegeben werden ist i.d.R. nicht bekannt. Insbesondere bei aggregierten Datensätzen von Prozessmodulen aus Datenbanken mit weiter technischer und geographischer Systemgrenze ist eine Zuordnung nicht möglich.

- Die differenzierte Analyse des Schicksals der P- und N-relevanten Emissionen in einem Fluss als Vorfluter einer Kläranlage ist nicht Gegenstand der Ökobilanz. Insofern ist nicht bekannt, welche Mengen an N-Verbindungen über die Mündung der Flüsse die Küstengewässer erreichen. In [ReCiPe 2008] ist eine Pauschalannahme zur Eliminationsrate integriert. [UBA 1999] (Kapitel 3.1.1.1) stellt diesbezüglich fest: „In Fließgewässern werden die übermäßig vorhandenen Nährstoffe nicht im Gewässer festgehalten, sondern mit der fließenden Welle Richtung Meer transportiert, wo sie in Küstenbereichen weitere Eutrophierungserscheinungen verursachen.“

Zudem gibt es bezüglich der P- bzw. N-Limitierung auch Ausnahmen:

- Beispielsweise kann sich die Limitierung durch Nährstoffe saisonal unterscheiden und über das Jahr ändern. So tritt beispielsweise in den marinen Küstengewässern der

Nord- und Ostsee im Frühjahr eine Phosphorlimitierung auf; im Sommer wird das Wachstum der Algen durch Stickstoff begrenzt [BLMP 2006].

- Die Annahme, dass limnische Gewässer Phosphor limitiert sind, ist ebenfalls nicht allgemeingültig anzuwenden, da z.B. einige große deutsche Seen, wie z.B. der Schweriner See und die Müritz, stickstofflimitiert sind[3]. Starke Phosphoreinträge vergangener Jahrzehnte führten zu einer Änderung der limitierenden Verhältnisse.

Weltweit kann es ebenfalls Ausnahmen geben.

Die gemeinsame Berücksichtigung von P- und N-Verbindungen in einem einzigen Indikator, wie in der Methode von [UBA 1995] und [UBA 1999] sowie [CML 2002] vorgesehen (vgl. Kapitel 3.2) , betrachtet daher den worst case des Eutrophierungspotenzials unter Berücksichtigung der in Sachbilanzen realistisch zu erwartenden Datenauflösung.

Die Aufspaltung der Wirkungskategorie in „limnisch“ und „marin“ bringt nach Ansicht der Auftragnehmer unter Berücksichtigung der Raum-/Zeit-Auflösung verfügbarer Sachbilanzdaten keinen Zusatznutzen in Praxisökobilanzen. In Forschungsprojekten mit genauer Kenntnis der örtlichen Gegebenheiten und unter Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik von Konzentrationsentwicklungen in den berücksichtigten Vorflutern kann diese Vorgehensweise eine interessante Herangehensweise sein.

Neben dem Eintrag an anorganischen P- und N-Verbindungen (Nährsalze), die einen direkten Einfluss auf die Intensität der Primärproduktion besitzen, trägt auch die Einleitung organische Substanzen, die über den BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf) quantifizierbar sind, indirekt zur Eutrophierung bei; Organische Substanzen können von heterotrophen Organismen unter Sauerstoffverbrauch und Freisetzung anorganischer P- und N-Verbindungen zersetzt werden. Da der BSB nicht routinemäßig gemessen wird, wurde z.B. in der Methode von [UBA 1995], [UBA 1999] und [CML 2002] als worst case der CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) zur quantitativen Berücksichtigung organischer Substanzen im Abwasser berücksichtigt.

Die Methode von [ReCiPe 2008] berücksichtigt die Sauerstoffzehrung als unerwünschte Wirkung nicht. Der CSB wird demzufolge nicht einbezogen. Wird allerdings dem Ansatz aus [UBA 1995] und [UBA 1999] gefolgt, das Eutrophierungspotenzial unter Berücksichtigung der

[3] Internetauftritt des Umweltbundesamtes: Daten zur Umwelt – Umweltzustand in Deutschland, Binnengewässer, Seen. letzte Aktualisierung August 2012, abgerufen aus dem Internet am 22. 05. 2013 (http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3171)

Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“ zu quantifizieren, ist die Einbeziehung des Eintrags organischen Kohlenstoffs über den CSB als worst-case zielführend.

Die eutrophierende Wirkung der beim heterotrophen Abbau organischer Biomasse freigesetzten Nährstoffe wird mit dem CSB nicht erfaßt und ob die Masse N und P in der organischen Biomasse in den Sachbilanzdaten quantifiziert ist hängt von den der Sachbilanz zugrunde liegenden Datenquellen ab. Aufgrund der geringen Raum-/Zeitauflösung der Sachbilanzdaten und global nicht durchgängiger Transparenz der Messmethoden, die den Emissionsdaten von P- und N-Verbindungen in der Sachbilanz zugrunde liegen, ist Folgendes zu bedenken:

- Die Rahmenbedingungen der Analytik können sich unterscheiden. Zwei Beispiele für die Bestimmung von Gesamt N:
  - In der deutschen Abwasserverordnung (AbwV) gibt es Regelungen für Gesamtstickstoff. In den Anhängen zur AbwV (z.B. Anhang 1 „Häusliches und kommunales Abwasser“; Anhang 28 „Herstellung von Papier und Pappe“) wird als Anforderung für Direkteinleiter bezüglich der Emission von Gesamtstickstoff Folgendes gefordert: *„Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit und Nitratstickstoff (N_{ges})“.* Die Bestimmung des gesamten gebundenen Stickstoffs in der Originalprobe (TN_b - Total Nitrogen bound), als Summe des organisch und anorganisch gebundenen Stickstoffs nach DIN V ENV 12260 (DEV H34), ist zur Bestimmung der Fracht nur für den Fall vorgesehen, wenn die Ablaufwerte über den angegebenen Konzentrationen liegen. Üblicherweise angegeben als N_{ges} ist daher der anorganisch gebundene Stickstoff [AbwV 2013].
  - Nach der EU-Richtlinie 91/271/EWG gibt es Regelungen zur Emission von Gesamtstickstoff für Kommunale Abwässer. Hier ist Gesamtstickstoff die Summe aus Stickstoff von Kjeldahl-Stickstoff (organischer N + NH_3), Nitrat-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff. In diesem Fall ist also der mit dem Kjeldahl-Verfahren erfassbare organische Stickstoff beinhaltet, Nitat und Nirtit werden gesondert gemessen und zum Kjeldahl-N addiert [EWG 1991].
- Nicht immer sind in Sachbilanzdatensätzen die Emissionen über das Abwasser mit Messwerten hinterlegt sondern es werden Grenz-/Richtwerte aus dem regulatorischen Bereich verwendet. Produktsysteme sind üblicherweise in globale

Lieferketten eingebunden, so dass die Genese der Emissionsdaten im Abwasser i.d.R. nicht in allen Datensätzen einheitlich ist.

Auf Basis der in Praxisökobilanzen üblicherweise verfügbaren Sachbilanzdaten in globalen Lieferketten, insbesondere bei aggregierten Datensätzen, ist eine derartige Transparenz nicht zu erwarten. Die obigen Überlegungen werden in den Kapiteln 4 bis 6 berücksichtigt.

1.2 Terrestrische Ökosysteme

In Terrestrischen Ökosystemen ist für den Nährstoffkreislauf verfügbarer Stickstoff unter natürlichen Bedingungen in der Regel knapp und gilt somit als limitierender Faktor [UBA 1999]. Wenn vereinfachend angenommen wird, dass Nährstoffeinträge in terrestrische Ökosysteme (Agrarsysteme sind hier nicht gemeint) nur mittels Gasen über den Luftpfad erfolgen, sind allein N-Verbindungen relevant (im Wesentlichen NO_x und NH_3), P-Verbindungen hingegen nicht, da im natürlichen P-Kreislauf keine gasförmigen Verbindungen beteiligt sind. Werden die Emissionen aufgrund von Schiffstransporten auf hoher See einbezogen, kann dieser Ansatz zur Überbewertung terrestrischer Eutrophierung führen.

Die Quantifizierung direkter Einträge P- und N-haltiger Verbindungen in Böden und entsprechender Emissionen wird von einigen Autoren in der Wirkungsabschätzung adressiert (vgl. Kapitel 3.3). Der Behandlung dieser Prozesse auf Sachbilanzebene steht allerdings nichts im Wege:

- P-und N-haltige Verbindungen werden über Düngung in Agrarsystemen eingebracht. Agrarsysteme werden als Prozessmodule des Produktsystems behandelt und somit können dieser Nährstoffeintrag und entsprechende Emissionen auf Sachbilanzebene berücksichtigt werden.
- Daten zur Erosion und Verdriftung P- oder N-haltiger Stäube sind auf Basis der in Praxisökobilanzen üblicherweise verfügbaren Sachbilanzdaten mit geringem Orts-/Zeitbezug, insbesondere bei aggregierten Datensätzen, nicht zu erwarten.

Stickstoffeintrag in terrestrische Ökosysteme kann eine Fülle von Folgewirkungen haben [UBA 1999]:

- Änderung der Artenzusammensetzung und Veränderung der dem Ökosystem angepassten Artenvielfalt der Vegetation: stärkeres Wachstum stickstoffliebender Pflanzen führt zu einer Verdrängung von Arten, welche an nährstoffärmere Verhältnisse angepasst sind. Dies führt auf lange Sicht zu einer Vereinheitlichung der Vegetation und zur Verdrängung nährstoffarmer Ökosysteme wie z.B. Magerrasen oder Hochmoore.
- Durch stärkeres Wachstum kann sich eine Nährstoffmangelsituation hinsichtlich anderer Elemente ergeben. Auch der Wasserhaushalt beispielsweise von Wäldern kann nachteilig beeinflusst werden, da vermehrter Aufwuchs (auch der Waldbodenvegetation) mehr Wasser benötigt. Vielfältige Folgewirkungen sind möglich.

Das Schutzziel für terrestrische Ökosysteme adressiert die Aufrechterhaltung des standortangepassten natürlichen ökologischen Gleichgewichts, den Erhalt von nährstoffarmen Ökosystemen und somit die Erhaltung der den jeweiligen Ökosystemen angepassten Artenvielfalt. Bezüglich des Schutzguts „menschliche Gesundheit, weist UBA 1999 auf mögliche Grundwasserbelastung durch Nitrat aufgrund hoher Bodenbelastung hin.

Ebenso wie im Fall aquatischer Eutrophierung ausgeführt, lässt der geringe Orts-/Zeitbezug verfügbarer Datensätze in Praxisökobilanzen die Ableitung von Wirkungen in definierten Ökosystemen i.d.R. nicht zu. In UBA 2000 wird die terrestrische ebenso wie die aquatische Eutrophierung unter dem Blickwinkel des Wirkungspotenzials betrachtet.

Im Charakterisierungsmodell von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] (vgl. Kapitel 3.3) wird die Regionalisierung allerdings adressiert: Für Europa werden regionalspezifische Charakterisierungsfaktoren unter Berücksichtigung Kritischer Belastungsgrenzen (critical loads) des Nährstoffeintrags abgeleitet[4]. Dieses Modell wird in dem vom Joint Research Center der Europäischen Kommission [(JRC 2011] herausgegebenen ILCD-Handbuch empfohlen (vgl. Kapitel 3.3). Wenn die verfügbaren Datensätze die spezifische Zuordnung zu einer Immissionsregion nicht zulassen, wird von JRC empfohlen auf Europäische Mittelwert zurückzugreifen. Die Ableitung der Charakterisierungsfaktoren bei Seppälä und Posch basiert auf der „accumulated exceedance“. Darunter wird verstanden, dass nur diejenigen Nährstoffeinträge berücksichtigt werden, die über die Kritische Belastungsgrenze (critical

[4] Critical Load = kritische Belastungsgrenzen: „Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden.“ [UBA 2011]

load) des jeweilig betrachteten Ökosystems hinausgehen. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass ein Nährstoff, der in ein nicht eutrophierungsgefährdetes Ökosystem immitiert wird aufgrund von Transportvorgängen letztendlich in einem anderen Ökosystem zur Wirkung kommt.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Die Struktur des Indikators hängt von der Art der Wirkung ab, die abgebildet werden soll. (Midpoint- oder Endpoint Indikator - vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel 1.2.1). Im vorliegenden Projekt werden Indikatoren auf Midpoint Ebene untersucht.

Mit den Endpoint Indikatoren versucht man die Wirkungskette von der Emission bis zur letztendlichen Schadwirkung abzubilden (z.B. Wirkung auf die Biodiversität). Die Midpoint Indikatoren liegen zwischen Emission und letztendlicher Schadwirkung. Sie sind damit deutlich enger mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft und bilden im Idealfall die Primärwirkung ab. Ein Midpoint Indikator der ausschließlich die Primärwirkung abbildet ist im Fall von Emissionen ein Sammelindikator für eine Gruppe von Substanzen, die eine einzige naturwissenschaftlich ableitbare Eigenschaft haben.

2.1 Struktur des Indikators ohne Berücksichtigung von Stofftransport und regionaler Sensitivität

Die Primäre Wirkung des Nährstoffeintrags in Ökosysteme ist Wachstum von Biomasse. Ein eng an die Sachbilanzdaten angeknüpfter Wirkungskategorie-Indikator verknüpft also den Nährstoffeintrag mit dem Biomasseaufwuchs.

Die allgemeine Struktur des Midpoint-Indikators für die Primärwirkung der Eutrophierung kann daher vergleichbar zu den Midtpoint-Indikatorn in anderen emissionsseitigen Wirkungskategorien folgendermaßen dargestellt werden: Die Maßzahl des Wirkungskategorie-Indikators, die die ausgewählte Wirkung adressiert (Score), ist nur abhängig von der chemischen/biochemischen Eigenschaft der berücksichtigten Emissionen.

$$S_i = f(Ch_i) \qquad (1a)$$

S_i = Score: Eutrophierungspotential durch Nährstoff (i)

Ch_i = chemische/biochemische Eigenschaft: potentiell durch Nährstoff (i) produzierte Biomasse

Dieser Wirkungskategorie-Indikator knüpft direkt an den Sachbilanzdaten der Emissionen in Wasser und Luft an, lokale/ regionale Aspekte, wie Nährstofftransport zur Ermittlung des Immissionsorts oder regionale Sensitivitäten werden nicht berücksichtigt. Damit wird jedem Nährstoffeintrag, der potentiell zur Eutrophierung führen kann, eine Maßzahl des Wirkungskategorie-Indikators zugeordnet.

Die Generierung von Charakterisierungsfaktoren in einem Charakterisierungsmodell kann nach [Heijungs et al. 1992] erfolgen: Für die stöchiometriesche Berechnung der Biomassebildung wird vereinfachend die durchschnittliche Elementarzusammensetzung von Algenbiomasse (Redfield-Verhältnis/$C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1$) zugrunde gelegt.

$$i + Substrat,\ Spurenstoffe,\ hv \ldots \rightarrow \eta\ (Algenbiomasse = C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1) \quad (1b)$$

i = Nährstoff (i) (z.B. Phosphat)

Die stöchiometrische Berechnung des Score für den Nährstoff (i) impliziert die Annahme, dass Nährstoff (i) der begrenzende Faktor ist, alle anderen zum Biomassewachstum benötigten Nährstoffe sowie die physikalischen Bedingungen, z.B. Licht, in ausreichender Menge vorhanden sind.

Im Konzept von [Heijungs et al. (1992] erfolgt die Normierung des Eutrophierungspotenzials einer Substanz i auf dasjenige von PO_4^{3-}. Diese Berechnung ergibt den massenbezogenen Charakterisierungsfaktor in der Einheit „kg PO_4^{3-}eq je kg $Emission_i$“. Das Eutrophierungspotenzial (EP) der Masse einer in der Sachbilanz gelisteten Emission eines $Nährstoffs_i$ in der Einheit „kg PO_4^{3-}eq“ errechnet sich durch Multiplikation der Masse des Nährstoffs i mit den wie oben ermittelten Charakterisierungsfaktoren (vgl. Anhang II).

Soll nicht allein die Primärwirkung der Biomassebildung adressiert werden, sondern auch die noch sehr eng mit dem Sachbilanzergebnis verknüpfte Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“ (vgl. Kapitel 1), kann nach [Heijungs et al (1992] hilfsweise die Zersetzungsreaktion von Algenbiomasse herangezogen werden, wenngleich nicht jede organische Substanz diese Zusammensetzung zeigt:

$$C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1 + 138\ O_2 \ldots \rightarrow 106CO_2 + 122\ H_2O + 16\ NO_3^- + 1\ HPO_4^{2-} + 18\ H^+ \quad (1c)$$

Für den Abbau von 1 Mol Algenbiomasse werden zusätzlich zu den 110 im Modellmolekül enthaltenen Mol Sauerstoff 138 Mol O_2 benötigt.

Die messtechnische Quantifizierung organischer Substanzen in Wasser kann über den zur Oxidation erforderlichen Sauerstoff erfolgen (biochemische Oxidation (BSB), chemischen Oxidation (CSB)). Über das stöchiometrische Verhältnis obiger Reaktion kann auf Basis des Sachbilanzergebnisses zu BSB oder CSB [Masse O_2/fE] der Sauerstoffbedarf ebenfalls in PO_4^{3-}eq. ausgedrückt und das Sauerstoffzehrungspotenzial adressiert werden. Die eutrophierende Wirkung des aus der Biomasse freigesetzten Nitrat und Phosphat ist in diesem Wert nicht enthalten.

Das maximale Eutrophierungspotential von [Heijungs et al. 1992] wird in [UBA 1995] und Aktualisierungen sowie [CML 2002] und Aktualisierungen sowohl für terrestrische als auch aquatische Ökosysteme vorgeschlagen (siehe Kapitel 3.1 und 3.2) und kann aufgrund der geographischen Unabhängigkeit für globale Emissionen angewandt werden.

2.2 Struktur des Indikators inkl. Berücksichtigung von Stofftransport und regionaler Sensitivität

Einige Charakterisierungsmodelle versuchen Wirkungspotenziale der in der Sachbilanz quantifizierten Emissionen näher an der Realität zu orientieren (vgl. Kapitel 3.3 und 3.4). Mittels Verteilungsmodellen (Fate Modelle) werden in diesen Ansätzen Immissionen geographischen Regionen zugeordnet und die dort anzutreffenden regionalen Gegebenheiten berücksichtigt (vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung, Kapitel 3.5). Die allgemeine Formel 1a wird um einen Transportfaktor und ggf. um einen Sensitivitätsfaktor ergänzt:

$$S_{i,r} = f(Ch_i, T_{i,r}, Q_{i,r}) \quad (2a)$$

$S_{i,r}$ = Score: Außmaß der potentiellen Eutrophierung durch Nährstoff (i) in der Region (r)

Ch_i = chemische/biochemische Eigenschaft: potentiell durch Nährstoff (i) produzierte Biomasse

$T_{i,r}$ = Transport-Faktor des Nährstoffes (i), welcher den räumlichen Transfer von der Emissionsquelle bis zum Wirkort (Immissionsort) abbildet

$Q_{i,r}$ = Sensitivitätsfaktor des Wirkortes (Immissionsortes) (r) bezüglich des Nährstoffs (i)

Der Transport-Faktors ($T_{i,r}$) soll den Transport der Nährstoffe von der Emissionsquelle zum Wirkort abbilden. Das setzt voraus, dass der Emissionsort bekannt bzw. hinreichend genau anzunähern ist. Im Hinblick auf Eutrophierung muss bei diesem Ansatz der Transport von Nährstoffen von der Emissionsquelle (Emissionen in Luft und Wasser) bezüglich der Zielkompartimente „Gewässer“ und „Boden“ über geeignete Transportmodelle berücksichtigt werden.

Die in [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] für terrestrische Eutrophierung sowie in [ReCiPe 2008] für aquatische Eutrophierung angewandten atmosphärischen Ausbreitungsmodelle enthalten modellbedingte Unsicherheiten, z.B.:

- Annahmen zur Ausbreitung der Substanzen (Annahmen zu Windgeschwindigkeit, Berechnung der Deposition, etc.);

- Bestimmung der Systemgrenzen: Emissionen, die außerhalb Europa abgelagert werden, werden abgeschnitten und eingehende Emissionen werden nicht betrachtet, d.h. dass diesen Emissionen keine Schadwirkung zugerechnet wird;
- zugrunde gelegte meteorologische Bedingungen.

Der Einfluss der zugrunde gelegten Daten wird in [Seppälä et al. 2006] aufgezeigt. Demnach haben unterschiedlich aktuelle Emissionswerte, Critical Loads und Ausbreitungsmodelle einen nicht marginalen Einfluss auf die Charakterisierungsfaktoren. Der Sensitivitätsfaktor des Wirkorts (Qi,r), soll Vorbelastungen berücksichtigen sowie die Möglichkeit das Eutrophierungspotenzial der betrachteten Immission durch standorttypische umweltchemische Reaktionen zu reduzieren. Zur Einschätzung der Sensitivität der Wirkorte können Belastungsgrenzen wie z.B. Critical Loads (Kritische Belastungsgrenzen) herangezogen werden. Das setzt eine hinreichend genaue Modellierung der Transporte und somit der prognostizierten Konzentrationen an definierten Wirkorten voraus (vgl. Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5) Die Anwendung der Critical Loads in Ökobilanzen und die damit verbundenen Unsicherheiten werden im Anhang III näher erläutert.

Werden neben der chemischen Eigenschaft der Emissionen in Wasser und Luft auch Transporte und lokale/regionale Sensitivitäten in einem Charakterisierungsmodell berücksichtigt, wird der Schritt von der Berücksichtigung des Wirkungspotenzials hin zur tatsächlich in der Umwelt anzutreffenden Wirkung angestrebt (vgl. Kapitel 3.3 und 3.4). Das ist für Forschungsprojekte ein interessanter Ansatz. Der in Praxisökobilanzen i.d.R. geringe Orts-/Zeitbezugs von Datensätzen, insbesondere in aggregierten Datensätzen, und der relative Bezug der Emissionsdaten auf die funktionelle Einheit, muss bei der Analyse der Eignung dieser Charakterisierungsmodelle für Getränkeverpackungsökobilanzen im Kontext Verpackungsverordnung berücksichtigt werden.

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Eutrophierung“. Die Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden sind im Anhang I gegenüber gestellt.

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	[Heijungs et. al 1992] Wirkungskategorie-Indikator: maximales Eutrophierungspotential EP [kg PO_4^{3-}e] Charakterisierungsfaktor: EP_i [kg PO_4^{3-}e/kg $Emission_i$] *UBA 1995: Keine Unterteilung in Unterkategorien* *Ab UBA 1999 Unterkategorien: terrestrische und aquatische Eutrophierung*
[CML 2002] + Aktualisierungen	[Heijungs et. al 1992] Wirkungskategorie-Indikator: maximales Eutrophierungspotential EP [kg PO_4^{3-}e] Charakterisierungsfaktor: EP_i [kg PO_4^{3-}e/kg $Emission_i$] *Keine Unterteilung in Unterkategorien*
[JRC 2011] <u>Aquatische Eutrophierung:</u> <u>Terrestrische Eutrophierung:</u>	[ReCiPe 2008] Wirkungskategorie-Indikator und Charakterisierungsfaktor wie bei ReCiPe (siehe unten) [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] Wirkungkategorie-Iindikator: CAE (Characterisation Factor Accumulated Exceedance) [CAE] Charakterisierungsfaktor: CAE_i[käq/t $Nährstoff_i$] = [mol N/kg $Nährstoff_i$] *(Grundlage: Fate-Modell und Einbeziehung regionaler Sensitivitäten über Critical Loads)*
[ReCiPe 2008]	Wirkungskategorie-Indikator: Eutrophierungspotential (marginaler Konzentrationsanstieg an Nährstoffen *(Grundlage: Fate-Modell)* Unterkategorien: Süßwasser Eutrophierung: [FEP]

	Charakterisierungsfaktor: [kg P /kg Nährstoff$_i$] Küstenmeere Eutrophierung: [MEP] Charakterisierungsfaktor: [kg N /kg Nährstoff$_i$]
[GPPS 2011]	[ReCiPe 2008]
[Impact 2002+] Aquatische Eutrophierung Terrestrische Versauerung und Eutrophierung	[Heijungs et. al 1992], [(CML 1992] Rückrechnung aus Eco-indicator 99

3.1 UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen

Die Methode aus [UBA 1995] basiert vollständig auf der Methode von [Heijungs et al. 1992] (vgl. Kapitel 3.2), die keine Differenzierung bezüglich aquatischer und terrestrischer Eutrophierung berücksichtigt. Seit UBA 1999 und in der ersten Anwendung dieser Methodik in [UBA 2000] wird in dieser Wirkungskategorie das terrestrische und aquatische Eutrophierungspotenzial getrennt ausgewiesen. Als Wirkungskategorie-Indikator dient das maximale Eutrophierungspotential. Die Charakterisierung der Emissionen erfolgt nahe an der Emissionsquelle (Midpoint-Indikator) ohne den Einbezug von Ausbreitungsrechnungen und lokalen Sensitivitäten. Verwendet werden die auf Phosphat normierten massenbezogenen Charakterisierungsfaktoren in der Einheit „kg PO_4^{3-}eq je kg Emission$_i$“ (vgl. Kapitel 2.1).

Als Schutzgut werden Gewässer und Böden adressiert (vgl. Kapitel 1):

- Bezüglich des aquatischen Eutrophierungspotentials werden in [UBA 1995], [UBA 1999][5] und Aktualisierungen sowohl die Primärwirkung „Wachstum pflanzlicher Biomasse“, die Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“ sowie weitere Folgewirkungen adressiert. Das aquatische Eutrophierungspotential berücksichtigt neben P- und N-Verbindungen auch den CSB als Maß für den Sauerstoffverbrauch bei Abbau organischer Verbindungen. Aufgrund der Datenverfügbarkeit wird der CSB als worst-case Annäherung anstelle des BSB verwendet. Berücksichtigt werden Emissionen ins Wasser.
- Das Schutzziel für terrestrische Ökosysteme adressiert die Aufrechterhaltung des standortangepassten natürlichen ökologischen Gleichgewichts, den Erhalt von

[5] [UBA 1999] Anhang 1, Kapitel 3.

nährstoffarmen Ökosystemen und somit die Erhaltung der den jeweiligen Ökosystemen angepassten Artenviefalt. Berücksichtigt werden Emissionen in die Luft.

Die Zuordnung der Emissionen zur terrestrischen bzw. aquatischen Eutrophierung erfolgt in [UBA 2000] folgendermaßen:

> *„Da zwei unterschiedliche Umweltmedien auf sehr unterschiedliche Weise betroffen sind, soll auch eine Unterteilung in Gewässer-Eutrophierung und Boden-Eutrophierung vorgenommen werden. Dabei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass alle luftseitig emittierten Nährstoffe eine Überdüngung des Bodens darstellen und alle wasserseitig emittierten Nährstoffe zur Überdüngung der Gewässer. Da der Nährstoffeintrag in die Gewässer über Luftemissionen im Vergleich zum Nährstoffeintrag über Abwässer gering ist, stellt diese Annahme keinen nennenswerten Fehler dar."*

Die Berücksichtigung von N/P-Emissionen in landwirtschaftlichen Prozessen aufgrund von Düngemittelausbringung, die Behandlung von Aquakulturen ist analog zu betrachten, erfolgt auf Sachbilanzebene (vgl. Kapitel 1.2): Austragungsfaktoren in Wasser und Luft für P- und N-haltige Verbindungen werden kulturspezifisch ermittelt.

Im Gegensatz zu den Methoden, die auf Ausbreitungsmodellen basieren (vgl. Kapitel 3.3 und 3.4), wird in der UBA-Methode das maximale Eutrophierungspotential betrachtet. Damit wird berücksichtigt, dass unter dem Blickwinkel des Vorsorgeprinzips jede Emission von Stickstoff- und Phosphorverbindungen sowie von organischer Substanz zur Eutrophierung beitragen kann.

3.2 CML 2002 + Aktualisierungen

Der Basisansatz in [CML 2002] bezieht sich auf die Methode von [Heijungs et al. 1992]. Als Schutzgüter werden die natürliche Umwelt, die natürlichen Ressourcen und die von Menschen gestaltete Natur aufgeführt.

In [CML 2002] erfolgt weder eine Differenzierung in terrestrische und aquatische Eutrophierung noch werden marine und limnische Systeme unterschieden. Diese Entscheidung wird in [CML 2002] folgendermaßen begründet:

- Die zur Verfügung gestellten Charakterisierungsfaktoren können global und unabhängig von der Kenntnis lokaler Gegebenheiten angewandt werden.
- Es ist nicht bekannt, welches Medium die zur Eutrophierung beitragende Substanz letztendlich erreicht.

Die Charakterisierungsfaktoren werden nach dem Charakterisierungsmodell von [Heijungs et al. 1992] berechnet (vgl. Kapitel 2.1): Als Wirkungkategorie-Iindikator dient das maximale Eutrophierungspotential. Die Charakterisierung der Emissionen erfolgt nahe an der Emissionsquelle (Midpoint-Indikator) ohne den Einbezug von Ausbreitungsrechnungen und lokalen Sensitivitäten. Verwendet werden die auf Phosphat normierten massenbezogenen Charakterisierungsfaktoren in der Einheit [kg PO_4^{3-}eq je kg $Emission_i$]. Neben den P- und N-haltigen Verbindungen wird auch der CSB als Maß für das Sauerstoffzehrungspotential berücksichtigt (vgl. Anhang II).

3.3 JRC (ILCD Handbook 2011)

Bei allen vom Joint Research Center der Europäischen Kommission [(JRC 2011] vorgeschlagenen Charakterisierungsmodellen, so auch für Eutrophierung, wird großer Wert auf die Berücksichtigung regionaler Sensitivitäten gelegt und die Einbindung von Verteilungsmodellen (Fate-Modelle) bevorzugt (zu Fate-Modellen vgl.: Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5). Bei diesen Modellen wird von hoher Umweltrelevanz ausgegangen.

[JRC 2011] unterteilt in terrestrische und aquatische Eutrophierung und schlägt für beide unterschiedliche Charakterisierungsmodelle vor, die beide in “Level II (recommended with some improvements needed)“ eingestuft werden [JRC 2012][6]:

- terrestrische Eutrophierung: [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008]
- aquatische Eutrophierung: [ReCiPe 2008] (vgl. Kapitel 3.4)
    - limnische Eutrophierung
    - marine Eutrophierung - Küstengewässer

[6] Die vorgeschlagenen Methoden werden von JRC in drei Kategorien eingeteilt: Level I: recommended and satisfactory. Level II: recommended but in need of some improvement. Level III: recommended, but to be applied with caution.

Nachfolgend wird das Charakterisierungsmodell von [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] für terrestrische Eutrophierung erläutert. Die Beschreibung des Modells von [ReCiPe 2008] für die aquatische Eutrophierung erfolgt in Kapitel 3.4.

Das für die terrestrische Eutrophierung vorgeschlagene Charakterisierungsmodell von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] basiert auf der „Akkumulierten Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenze (critical loads)[7,8]“ und ist geographisch in Europa zu verorten. Als Schutzziel werden terrestrische und aquatische Ökosysteme adressiert. Im ILCD-Handbuch [JRC 2011] wird diese Methode für die terrestrische Eutrophierung vorgeschlagen. Die Zuordnung der Emissionen zur terrestrischen Eutrophierung ist nicht vollends ersichtlich. Seppälä und Posch berücksichtigen als Sachbilanzdaten allein die luftseitigen Stickstoffemissionen NH_3 und NO_2 . Im Methodenvorschlag von JRC werden Charakterisierungsfaktoren weiterer Substanzen berechnet (vgl. Anhang II).

Das Charakterisierungsmodell von Seppälä und Posch berücksichtigt sowohl die Ausbreitung einer Substanz in der Atmosphäre als auch die Sensitivität des Ökosystems hinsichtlich eutrophierend wirkender Emissionen mittels Critical Loads. Allerdings werden nur Überschreitungen der Belastungsgrenze einbezogen, d.h. dass nur Immissionen in den Charakterisierungsfaktor eingehen, welche zu einer Überschreitung der Belastungsgrenze führen.

Den Berechnungen von [Posch et al. 2008] werden das Transport- und Depositionsmodell EMEP Eulerian model 2006 nach [Tarrason L. et al. 2006] und Critical Loads von [Hettelingh et al. 2007] zu Grunde gelegt. Mit Hilfe dieses Ausbreitungsmodells können Stickstoffablagerungen für 50 x 50 km² Rasterfelder, aber auch für verschiedene Landnutzungskategorien wie z.B. Wälder oder halbnatürliche Vegetationen berechnet werden. Die für die Critical Loads genutzte Datenbank beinhaltet 1,2 Millionen Werte für verschiedene Ökosysteme (z. B. Wälder, Oberflächengewässer) und deckt in etwa die Hälfte des europäischen Landgebietes ab. Die Daten über die Critical Loads werden von 25 europäischen Ländern bereitgestellt. Wo keine Länderangaben existieren, wurden Daten der Europäischen Hintergrunddatenbank von Posch und Hettelingh aus dem Jahr 2005 verwendet [Hettelingh et al. 2007]. Auf dieser Basis werden die Charakterisierungsfaktoren

[7] „Accumulated Exceedance of Critical Loads“; gelegentlich abgekürzt als “metthod of Accumulated Exceedance”

[8] Aus [UBA 1999], Kapitel 4.2: „Der international vereinbarte Papameter für das Schadpotenzial von eutrophierenden Stickstoffeinträgen in terrestrische Ökosysteme ist die Überschreitung von ökosystemspezifischen Schadschwellen-Eintragsraten (critical loads) durch aktuelle, jährliche Stickstoffeinträge.“

entkoppelt von einer speziellen Ökobilanz unter den zugrunde gelegten Modellannahmen für jede Rasterzelle berechnet (vgl. Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5).

Die Berechnung der regionalspezifischen Charakterisierungsfaktoren basiert auf Annahmen marginaler Emissionsänderungen. Hierfür wurde in der Aktualisierung von [Posch et al. 2008] - basierend auf verschiedenen Sensitivitätsanalysen - eine Verringerung von 1 t pro Schadstoff pro Land mit dem Bezugsjahr 2010 zu Grunde gelegt.

Diese Grundlagendaten und -modelle stammen aus den Arbeiten der Grenzwertpolitik und Ökosystemforschung und werden im Modell von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] mittels der Berechnung von Charakterisierungsfaktoren auf das Werkzeug der Ökobilanz übertragen. Dass sich die Methode der Akkumulierten Überschreitung an politischen Zielen orientiert, wird bei der Interpretation der Charakterisierungsfaktoren deutlich. Die Ergebnisse geben Auskunft über mögliche Senkungspotentiale der Critical Load - Überschreitung bei einer Reduktion von bestimmten Schadstoffen in einzelnen Ländern. Hierbei steht die Frage im Hintergrund, inwiefern eine Entlastung der Ökosysteme bei einer Emissionsminimierung erreicht werden kann.

Als Charakterisierungsfaktor dient die Akkumulierte Überschreitung der Critical Loads „CAE“ (Characterisation Factor Accumulated Exceedance), welche für die beiden von Seppälä und Posch berücksichtigten Stickstoffverbindungen, NH_3 und NO_2, berechnet wird (siehe Formel 3c): In die Berechnung von CAE fließt die AE (Accumulated Exceedance) ein. Darunter ist die Überschreitung des critical load zu verstehen.

Die Einheit des CAE ist Kiloäquivalente/t marginaler Emissionsänderung des betrachteten Nährstoffs [käq/t] (Definition äq: 1 äq-unit = 1 Mol N).

Für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors CAE werden u.a. folgende vorgelagerte Berechnungsschritte benötigt:

- Ermittlung der Nährstoffeinträge in die Ökosysteme mittels Transport- und Depositionsmodell EMEP Eulerian model 2006;
- Berechnung der Überschreitung Ex („Exceedance“), indem die Critical Load vom Nährstoffeintrag subtrahiert wird (nur positive Überschreitungen gehen in die weitere Berechnung ein):

$$Ex(N_{dep}) = N_{dep} - CL_{nut}(N) \quad (3a)$$

$Ex(N_{dep})$... Überschreitung bzgl. eingetragenem Nährstoff N [äq (Mol N)/ha/yr]

N_{dep} ... Summe von NOx- und NH_3 – Einträgen [äq (Mol N)/ha/yr]

$CL(N_{nut})$... Critical Load des Nährstoffes N [äq (Mol N)/ha/yr]

Quelle: [Seppälä et al. 2006]

- Berechnung der Akkumulierten Überschreitung, indem die einzelnen Überschreitungen der Ökosysteme berechnet werden:

$$AE = A_1 \cdot Ex_1 + \ldots + A_n \cdot Ex_n \tag{3b}$$

AE ... Akkumulierte Überschreitung [äq (Mol N)/yr]

A_1 ... Fläche von Ökosystem i [ha]

EX_1 ... Überschreitung bzgl. eingetragenem Nährstoff N im Ökosystem i [äq (Mol N)/ha/yr]

Quelle: [Seppälä et al. 2006]

- Differenzbildung von Basiswert – Marginalem Wert: Akkumulierte Überschreitung, welche zeigt, wie viel weniger die europäischen Flächen bei Reduktion des Schadstoffes P im Land j überschritten werden würden.

Basierend auf diesen Berechnungsschritten wird der Charakterisierungsfaktor Akkumulierte Überschreitung (CAE) berechnet (Formel 3c). In den CAE fließen zwei verschiedene akkumulierte Überschreitungen ein (siehe Zähler (3c)). AE_{Europe} steht für die Summe der europäischen Überschreitungen der Critical Loads, die durch die beiden berücksichtigten in die Luft emittierten Stickstoffverbindungen des Jahres 2010 hervorgerufen wurden. Von dieser gesamten Akkumulierten Überschreitung wird $AE_{X_PjEurope}$ subtrahiert. Dieser Term beinhaltet ebenfalls die Summe der europäischen Überschreitung der Critical Loads, allerdings wurde für die Berechnung dieser zweiten AE, die Emission des Nährstoffes P, z.B. NOx, in dem bestimmten Land j um 1 kt reduziert. Der gesamte Zähler gibt somit an, inwiefern die europäischen Flächen weniger von einer Überschreitung der Critical Loads betroffen sind, wenn eine Emissionssenkung in einem Land um 1kt gegenüber den Emissionen des Jahres 2010 (Wert des Nenners) stattfindet. Diese im Zähler enthaltenen Akkumulierten Überschreitungen beinhalten die Ausbreitung der Vorläufersubstanzen und die Deposition der Schadstoffe sowie die Sensitivität der einzelnen Ökosysteme gegenüber Nährstoffeinträgen.

$$CAE_{P,j} = \frac{AE_{Europe} - AE_{Europe}^{X_P,j}}{E_{P,j} - E_{X_P,j}} \quad (3c)$$

$CAE_{P,j}$ ... Charkterisierungsfaktor auf Basis der Akkumulierten Überschreitung von Nährstoff P (Pollutant) bzgl. Land j [käq (kMol N)./t marginaler Emissionsänderung des Nährstoffs P]

AE_{Europe} ... Gesamte europäische AE aller europäischen Emissionen (NH_3 + NO_2) des Referenzjahres [käq (kMol N) Überschreitung /yr]

$AE^{X_P,j}_{Europe}$ ... Gesamte europäische AE nach Reduktion des Nährstoffes P im Land j um X ausgedrückt in % oder [käq (kMol N)/yr) bzgl. des Referenzjahres (Emissionen aller anderen Länder bleiben gleich)

$E_{P,j}$ ... Emission von Nährstoff P im Land j im Referenzjahr [t/yr]

$E_{X_P,j}$ ... Emission von Nährstoff P im Land j nach der Reduktion von X [t/yr]

Quelle: nach [Seppälä et al. 2006]

Der Charakterisierungsfaktor der Akkumulierten Überschreitung (CAE) entspricht dem Score aus Formel (2a) und enthält die Terme: Transportfaktor über die vorangeschalteten Ausbreitungsrechnungen und regionale Sensitivitäten über die critical loads. Eine chemische Umwandlung wird im Charakterisierungsmodell nicht berücksichtigt, die Angaben erfolgen in N-Äquivalenten [Mol N/kg].

Mit dem entwickelten Charakterisierungsmodell werden Charakterisierungsfaktoren (CAE) für 35 Länder und 5 Meerregionen Europas pro ausgewählter Substanz, Stickstoffdioxid und Ammoniak, berechnet.

Die Grundidee der Methode von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] besteht darin, räumlich differenzierte Charakterisierungsfaktoren für die Wirkungskategorie, Eutrophierung bereitzustellen. Deshalb werden in [Seppälä et al. 2006] nur länderspezifische Charakterisierungsfaktoren aufgelistet. In [Posch et al. 2008] wurde ein emissionsgewichteter europäischer Mittelwert für einen Methodenvergleich genutzt; die Charakterisierungsfaktoren für die 5 Meeresregionen wurden nicht mehr dokumentiert. Da derzeit Datensätze der Datenbanken und Verbände keine Detailtiefe auf Länderebene besitzen, wird im JRC Vorschlag auf die europäischen Mittelwerte zurückgegriffen [JRC 2011]. Diese europäischen Mittelwerte repräsentieren nicht mehr die räumlich differenzierten Sensitivitäten.

Auf der Basis der Europäischen Mittelwerte des CAE für NH3 und NO2 von Seppälä und Posch wurden von JRC weitere Charakterisierungsfaktoren berechnet. Unter der vereinfachenden Annahme, dass AE und E in Formel (3a) und (3b) für die Stickstoff-

Wasserstoff-Verbindungen NH3 und NH4+ gleich anzusetzen sind und für alle Stickstoff-Sauerstoff-Verbindungen (NO2, NO, NOx) ebenfalls einheitliche Werte gelten, werden ausgehend von NH3 resp. NO2 CAE-Werte stöchiometrisch errechnet. Die Angabe der errechneten Charakterisierungsfaktoren für Nitrat und Nitrit erstaunen, da diesbezügliche Emissionen in die Luft nur über Stäube zu erwarten sind und Stäube sicher andere Ausbreitungseigenschaften haben das der Berechnung zugrunde gelegte Gas NO2.

Die relative Bedeutung der Emissionen von NH3 und NO2 auf Basis der Charakterisierungsfaktoren nach Seppälä und Posch und denen nach Heijungs et al. weichen kaum voneinander ab (siehe Tabelle 1, Bezug NH3):

Tabelle 3-1: Charakterisierungsfaktoren der Substanzen Ammoniak und Stickstoffdioxid, normiert auf Ammoniak-Äquivalente, nach [JRC 2011] und [Heijungs et al. 1992]

Substanz	Kompartiment	[Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] europäische Mittelwerte		[Heijungs et al. 1992]	
		CAE[käq/t]	CAE (Nährstoff)/CAE (NH3)	EP[PO4äq]	EP(Nährstoff)/EP(NH3)
Ammoniak	Luft	13,47	1	0,35	1
Stickstoffdioxid	Luft	4,26	0,32	0,13	0,37

3.4 ReCiPe 2008

Für die Wirkungskategorie Eutrophierung wurde im Rahmen von [ReCiPe 2008] eine Methode entwickelt, die sowohl Midpoint- als auch Endpoint-Charakterisierungsfaktoren bereitstellt. Die Endpoint-Faktoren bauen dabei auf den Midpoint-Faktoren auf. Das Charakterisierungsmodell beinhaltet einen Transportfaktor und ist geographisch in Europa zu verorten.

Grundlegend wird vereinfacht angenommen, dass limnische Gewässer phosphorlimitiert und Küstenmeere stickstofflimitiert sind. Aus dieser Annahme ergibt sich eine Unterteilung der Wirkungskategorie in zwei Unterkategorien:

- Süßwasser Eutrophierung (Berücksichtigung P-Verbindungen)
- Marine Eutrophierung / Küstenmeere (Berücksichtigung N-Verbindungen)

Terrestrische Eutrophierung wird nicht adressiert, da implizit davon ausgegangen wird, dass alle Emissionen in den Boden irgendwann ins Wasser ausgewaschen werden. Das Schutzziel adressiert somit Küstenmeere und limnischen Gewässer. Als schützenswert wird die ökologische Qualität der Gewässer genannt.

Als Wirkungskategorie-Indikator wird das Eutrophierungspotential ausgedrückt in Phosphor- bzw. Stickstoff-Äquivalenten herangezogen. Für folgende Substanzen werden Charakterisierungsfaktoren berechnet und bereitgestellt:

- Süßwasser Eutrophierungspotential
  - Phosphorverbindungen aus Abwasseranlagen
  - Phosphor aus Phosphordünger (Mineralischem Dünger [Fertilizer] und Dünger tierischer Herkunft [Manure])
- Küstenmeer Eutrophierungspotential
  - Stickstoffverbindungen aus Abwasseranlagen
  - Stickstoff aus Düngemittel (Mineralischem Dünger und Dünger tierischer Herkunft)
  - NH_3 und NO_2- Luftemissionen

Die Quantifizierung von Emissionen ins Wasser aufgrund von Düngemitteleintrag in Böden wird in [ReCiPe 2008] in der Wirkungsabschätzung behandelt. Es wird zwischen verschiedenen Düngerarten - Manure (Dünger tierischer Herkunft) und Fertilizer (Mineralischer Dünger) – unterschieden, da beim Ausbringen auf dem Feld unterschiedliche Mengen direkt in die Luft emittiert werden. Der in [ReCiPe 2008] angenommene Default-Wert für gasförmige N-Emissionen liegt bei Dünger tierischer Herkunft bei 21% und bei Mineraldünger bei 7% des ausgebrachten Stickstoffs. Phosphoremissionen in die Luft sind vernachlässigbar klein und werden deshalb im Modell nicht betrachtet.

Das in [ReCiPe 2008] angewandte Charakterisierungsmodell zur Berechnung von Midpoint-Faktoren ermittelt Konzentrationsänderungen in Gewässern aufgrund von einer Emissionserhöhung der Nährstoffe. Dieser Berechnungsschritt ist Teil des ReCiPe 2008 Endpoint-Modells und beinhaltet ausschließlich den Transport-Faktor aus Formel (2a) in Kapitel 2.2.

Die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren erfolgt über die Kopplung zweier Ausbreitungsmodelle:

a) „CARMEN“ - Transportes im Boden bzw. Fließgewässern

b) „EUTREND“ - atmosphärischen Ausbreitung

Das Bezugsjahr für die Luftemissionen ist das Jahr 1995. Der Zeitbezug für die Eingangsdaten in Carmen ist nicht in der Beschreibung dokumentiert. Beide Modelle stammen aus dem Bereich der Grenzwertpolitik bzw. Luftreinhaltepolitik.

a) Das Ausbreitungsmodell EUTREND von [Van Jaarsveld 1995] und [Van Jaarsveld et al. 1997] kann als Vorläufer des heute verfügbaren Ausbreitungsmodells OPS (Operational Priority Substances Model) angesehen werden. Es handelt sich um ein Lagrangesches Partikelmodell, welches die Schadstoffausbreitung über Trajektorien berechnet, und ist gekoppelt mit einem Gauß Modell für lokale Ausbreitung. In EUTREND wird Europa in 8064 Rasterzellen mit jeweils 50x50 km² unterteilt. Die Emissionen sind dabei pro Rasterzelle hinterlegt. Das komplexe Ausbreitungsmodell dient der Berechnung von Verteilung und Deposition der Emissionen, so dass ermittelt werden kann, in welcher Zelle Partikel trocken abgelagert werden.

   Die meisten Ausbreitungsmodelle, wie auch Eutrend und EMEP, werden als ein offenes System modelliert. Das bedeutet, dass in den Systemgrenzen emittierte Substanzen außerhalb abgelagert werden und Emissionen von außerhalb in das System Europa gelangen können. Allerdings werden diese beiden Fälle bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Da an dieser Stelle eine Abschneidung stattfindet, könnten die berechneten Transportfaktoren (insbesondere für NO_x, welches dazu neigt lange Strecken zurück zu legen) unterbewertet sein.

b) Das Modell CARMEN ist ein GIS basiertes Modell, welches für die Berechnung von Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen in Oberflächenwasser konzipiert wurde. Das Modell wird durch luftseitige Emissionen, landwirtschaftliche Emissionen und Abwasser gespeist. Es unterteilt Europa in 124.320 Rasterzellen, welche wiederum zu Wassereinzugsgebieten zusammengefasst werden können. In dem Modell wird der Transport von Stickstoff- und Phosphorverbindungen von der Emissionsquelle bis zum Eintritt in das Küstengewässer simuliert. Die Hintergrundliteratur zum Modell CARMEN lässt allerdings keine genaue Einsicht in die hinter der Simulation liegenden Annahmen und Unsicherheiten zu.

Folgende Abbildung verdeutlicht die von den Modellen abgedeckten Ausbreitungspfade:

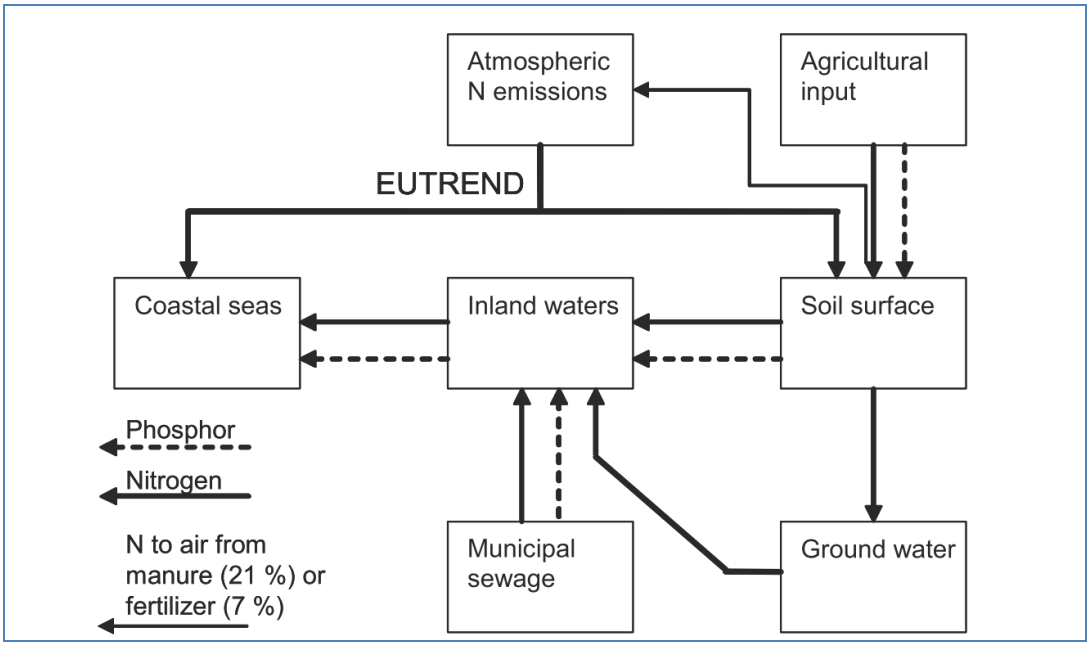


Abbildung 3-1: Hauptquellen der N- und P-Emissionen in den Boden, die Luft und das Wasser inkl. Transportwege zu den aquatischen Ökosystemen (Quelle: [ReCiPe 2008])

Für die Berechnung der aquatischen Eutrophierung wird der europäische Kontinent mit 32 Ländern in 101 Flusseinzugsgebiete und 41 Küstengebiete eingeteilt. Mit dem atmosphärischen Ausbreitungsmodell EUTREND wird der Luftpfad abgedeckt, d.h. dass berechnet wird an welchem Ort die europäischen Luftemissionen abgelagert werden. Die luftseitigen Emissionen werden entweder auf dem Meer oder auf Boden abgelagert. Die auf dem Boden abgelagerten Nährstoffe sind gleichzeitig der Input für das Modell CARMEN, welches den Dateninput aus folgenden Quellen erhält:

- Landwirtschaftlicher Eintrag von N/P aus Düngemittel tierischer und mineralischer Herkunft
- N und P von Abwasser Anlagen
- Stickstoffemissionen aus der Luft

Da CARMEN nur den Transport im Boden und im Wasser und keinen Lufttransport von Emission abbildet, werden die bei der Düngung entstehenden Luftemissionen wieder in EUTREND eingespeist. Beim Transport von Stickstoffverbindungen in Binnengewässern wird vereinfacht angenommen, dass 30% des Stickstoffs - durch Denitrifikation in anaeroben Zonen - eliminiert werden. Somit werden 70% des emittierten Stickstoffs als Eintrag in Küstenmeere berücksichtigt.

Die Ermittlung von Charakterisierungsfaktoren für Stickstoff- bzw. Phosphordünger erfolgt über das Model CARMEN, welches Phosphorausträge und Stickstoffausträge für die einzelnen Düngerarten ermittelt.

Die in [ReCiPe 2008] berechneten Midpoint-Charakterisierungsfaktoren basieren auf Fate-Faktoren, die in ReCiPe als Basis für die Ermittlung der Endpoint-Faktoren dienen. Die Fate-Faktoren basieren auf einem marginalen Ansatz und entsprechen einer Konzentrationsänderung in der Gewässerregion j aufgrund einer marginalen Emissionsänderung (siehe Formel (4a). Der Index j kann für eines der 101 Flusseinzugsgebiete oder eine der 41 Küstenregionen stehen.

Hierfür werden mittels der Transport- und Distributionsmodelle Carmen und Eutrend die Immissionen der Nährstoffe in die Gewässer für folgende Szenarien ermittelt:

- für die europäischen Emissionen des Jahres 1995
- Erhöhung der europäischen Emissionen des Jahres 1995 um 1%

$$FF_x = \frac{dC_{x,j}}{dM_x} \qquad (4a)$$

FF_x ... Score bzw. Fate-Faktor der Substanz (x) [Jahr/km³]

$dC_{x,j}$ ... Marginaler Konzentrationsansieg der Substanz x im Gewässer bei marginaler Emissionsänderung j [t/km³]

dM_x ... Marginale Emissionsänderung der Substanz (x) [t/yr]

Quelle: [ReCiPe 2008]

Für die Berechnung von $dC_{x,j}$ von Phosphor wird allein Carmen benötigt.

Aus den einzelnen Fate-Faktoren wird ein europäischer Durchschnittswert berechnet. Die Gewichtung hierfür erfolgt nach Flächenanteilen der 101 Flusseinzugsgebiete bzw. 41 Küstenregionen.

Die in ReCiPe berechneten Fate-Faktoren enthalten den Transportfaktor aus Formel (2a). Ein Sensitivitätsfaktor wird auf Midpoint-Ebene, abgesehen von der Unterscheidung in P-/N-Limitierende Gewässer, nicht einbezogen.

Aus dem europäischen Fate-Faktor werden die Charakterisierungsfaktoren folgendermaßen berechnet:

$$FEP = \frac{FF_x}{FF_{P\ (ARA)}} \quad und \quad MEP = \frac{FF_x}{FF_{N\ (ARA)}} \qquad (4a)$$

FF_x ... Fate-Faktor der Substanz (x) [Jahr/km³]

FF_P / FF_N... Fate-Faktor von Phosphor aus Abwasserreinigungsanlage (ARA)/ Stickstoff aus ARA [Jahr/km³]

FEP/MEP ... Frischwasser Eutrophierungspotential/ Küstenmeer (Marines) Eutrophierungspotential [Dimensionslos] bzw. [kg N bzw. P/kg Nährstoff] Quelle: [ReCiPe 2008]

Die aktuellsten Charakterisierungsfaktoren sind der Excel-Liste Februar 2013 auf der ReCiPe-homepage zu entnehmen.[9]

In den Supportinformationen von [ReCiPe 2008] werden für spezielle Ökosysteme, die nicht der vereinfachten Annahme der limitierenden Faktoren unterliegen, midpoint Charakterisierungsfaktoren ohne Differenzierung nach limnisch/marin bereitgestellt. Diese Faktoren werden als Expositionsfaktoren bezeichnet und durch die Multiplikation der Fate-Faktoren mit einem Umrechnungsfaktor (Einheit: [t Algenbiomasse/t Nährstoff]) basierend auf dem Redfield-Verhältnis berechnet. Innerhalb der ReCiPe Methodik wird dieser Ansatz mit folgender Begründung nicht weiter verfolgt: Da die Fate-Faktoren direkt in die Endpoint-Indikatoren einfließen, würde die Anwendung der Expositionsfaktoren implizieren, dass kein direkter Link zwischen Midpoint- und Endpointfaktoren bestünde.

Bei der Anwendung der Expositions-Faktoren wäre auch der Einbezug von CSB oder BSB möglich. Allerdings sollte dann die Wirkungskategorie laut [ReCiPe 2008] umbenannt werden in „Sauerstoffzehrung in aeroben Wasserökosystemen“.

Als Unsicherheiten werden die modellbedingten Unsicherheiten aus CARMEN und EUTREND sowie folgende Aspekte genannt:

- Annahme, dass 30% an Stickstoff in limnischen Gewässern durch Denitrifizierung eliminiert werden, d.h. 70% der Stickstoffemissionen ins Süßwasser erreichen die Küstenmeere
- Vernachlässigung der Phosphoremissionen in die Luft

Die relative Bedeutung der Emissionen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen in Gewässer auf Basis der Charakterisierungsfaktoren nach [ReCiPe 2008] und denen nach [Heijungs et al. 1992] zeigen die Tabellen 3-2 und 3-3. Tabelle 3-2 zeigt, dass die Faktoren für P-Verbindungen nach stöchiometrischer Umrechnung identisch sind. In Tabelle 3-3 sind die Faktoren für N-Verbindungen aus Abwasserreinigungsanlagen (ARA) nach stöchiometrischer Umrechnung ebenfalls nahezu gleich. Unterschiede treten bei den Faktoren für luftseitige Stickstoffemissionen auf, die bei ReCiPe um eine 10ner Potenz geringer sind als bei Heijungs et al., sowie bei Emissionen direkt ins Meerwasser. Diese Charakterisierungsfaktoren sind,

[9] http://www.lcia-recipe.net/

aufgrund der nicht berücksichtigten Eliminierung durch Denitrifikation in den Flüssen, um 30% höher als diejenigen, die aus den ARAs über Flüsse in Küstengewässer gelangen.

Tabelle 3-2: Charakterisierungsfaktoren der Phosphor-Verbindungen nach [ReCiPe 2008] und [Heijungs et al. 1992]

Substanz	[ReCiPe 2008] Süßwassereutrophierung	[Heijungs et al. 1992] Eutrophierung	
	FEP [kg P /kg Nährstoff]	EP [kg PO43-äq/kg]	Stöchiometrische Umrechnung auf [kg P /kg Nährstoff]
	aus ARA	Wasser, unspez.	
Phosphat	0,33	1	0,33
Phosphor	1	3,06	1
P2O5	0,44	1,34	0,44
H3PO4	0,32	0,97	0,32

Tabelle 3-3: Charakterisierungsfaktoren der Stickstoff-Verbindungen nach[ReCiPe 2008] und [Heijungs et al. 1992]

Substanz	[ReCiPe 2008] Küstenmeer - Eutrophierung			[Heijungs et al. 1992] Eutrophierung	
	MEP [kg N /kg Nährstoff]			EP [kg PO43-äq/kg Nährstoff]	Stöchiometrische Umrechnung auf [kg N /kg Nährstoff]
	aus Luft ins Süßwasser bzw. Meerwasser	aus ARA in Süßwasser	Emissionen ins Meerwasser	Emissionen in Luft/Wasser	
Stickstoff	-	1	1,429	0,42	1
Ammoniak	0,092	0,824	1,177	0,35	0,83
Ammonium	0,087	0,78	1,114	0,33	0,79
Nitrat	0,028	0,23	0,329	0,1	0,23
Nitrit	-	0,3	0,429	0,1	0,23
Stickoxide	0,039	-	-	0,13	0,31
Stickstoffdioxid	0,039	-	-	0,13	0,31

Die relative Bedeutung der Emissionen der Stickstoffverbindungen ins Süßwasser auf Basis der Charakterisierungsfaktoren nach ReCiPe und denen nach Heijungs et al. weichen kaum voneinander ab Emissionen in die Luft haben bei ReCiPe geringere, Emisionen ins Meerwasser höhere Absolutwerte des Charakterisierungsfaktors. Bei Unkenntnis des aquatischen Mediums der Emission (limnische Gewässer oder Küstenmeere) empfiehlt [ReCiPe 2008] die Werte für Emissionen ins Süßwasser.

3.5 GPPS 2011

Im GPPS Leitfaden ist nur die Wirkungskategorie Aquatische Eutrophierung enthalten [GPPS 2011]. Die Eutrophierung terrestrischer Ökosysteme wird nicht erwähnt. Bei der aquatischen Eutrophierung wird das Prinzip der limitierenden Faktoren - wie in ReCiPe 2008 umgesetzt - aufgegriffen und die Annahme zu Grunde gelegt, dass limnische Gewässer phosphor- und marine Gewässer stickstofflimitiert sind. Als Default-Methode wird das Charakterisierungsmodell von [ReCiPe 2008] mit der Unterteilung nach limnischer und mariner Eutrophierung, ausgedrückt in [kg P/kg] bzw. [kg N/kg], vorgeschlagen (siehe Kapitel 3.2). Solange keine globalen Charakterisierungsfaktoren mit Bezug auf regionale Sensitivitäten entwickelt wurden, wird allgemein empfohlen, regionale Methoden zu verwenden:

- Europa: [ReCiPe 2008]und EDIP 2003[10]
- Nordamerika: TRACI[11]
- Japan: LIME2[12]

Erwähnt wird zudem die Methode der Akkumulierten Überschreitung von [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008], welche laut. [GPPS 2011] eine hohe wissenschaftliche Relevanz besitzt, aber zum Zeitpunkt der Publikation von [GPPS 2011] noch nicht verfügbar war.

3.6 Impact 2002+

[IMPACT 2002+] unterscheidet in aquatische und terrestrische Eutrophierung.

[10] EDIP = Tool for the Environmental Design of Industrial Products, Dänische Methodensammlung
[11] TRACI = Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts, Methodensammlung mit dem Fokus auf Nordamerika
[12] LIME = Life -cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling, Japanische Methodensammlung

Für die aquatische Eutrophierung werden die Charakterisierungsfaktoren aus [CML 2002] basierend auf [Heijungs et al. 1992] für Emissionen ins Wasser zu Grunde gelegt (siehe Kapitel 3.2). In der aktuellsten Veröffentlichung der Charakterisierungsfaktoren [IMPACT 2011] erfolgt eine Aufteilung nach folgenden Subkompartimenten für Emission ins Wasser:

- P-limitierte Gewässer (P-limited watershed): Einbezug aller phosphorhaltigen Emissionen und CSB
- N-limitierte Gewässer (N-limited watershed): Einbezug aller stickstoffhaltigen Emissionen
- Undefinierte Gewässer (undefined watershed): Einbezug aller Emissionen; Charakterisierungsfaktoren von [Heijungs et al. 1992] für N-/P-haltige Emissionen werden mit 0,5 multipliziert, basierend auf der Annahme, dass 50% der Gewässer P-limitiert und 50% N-limitiert sind

Die terrestrische Eutrophierung wird zusammen mit der terrestrischen Versauerung betrachtet. Die Wirkungskategorie lautet somit „Terrestrische Versauerung und Eutrophierung“. Die Midpoint-Charakterisierungsfaktoren leiten sich nicht von einem Midpoint-Modell ab, sondern werden aus den Endpoint-Faktoren von Eco-indicator 99 rückgerechnet, die auf dem von RIVM[13] entwickelten Modell SMART [Kros et al. 1995] basieren.

4 Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen im vorliegenden Projekt über Indikatoren auf Midpoint Ebene abgebildet werden (vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel 1.2.1).
- Zur Adressierung des in [UBA 1999] zugrunde gelegten Schutzguts „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ unter Berücksichtigung der primären Wirkung des Pflanzenwachstums und im Fall aquatischer Eutrophierung der Sekundären Wirkung der Sauerstoffzehrung (beide nah am Sachbilanzergebnis) wird das Eutrophierungspotential nach [Heijungs et al. 1992] quantifiziert (vgl. Kapitel 1). Von den Auftragnehmern wird keine Änderung gegenüber der Vorgehensweise in [UBA 1995], [UBA 1999] und [UBA 2000] empfohlen (vgl. Kapitel 3.1). In dieser Methode wird jeder Emission ein Schadpotential zugewiesen.

[13] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Holland

Die regional unabhängigen Charakterisierungsfaktoren können in Ökobilanzen mit Emissionen aus globalen Prozessen eingesetzt werden.

- Das Eutrophierungspotential wird über Phosphat-Äquivalente quantifiziert, die sich durch stöchiometrischen Berechnungen für anorganischer N- und P-Verbindungen sowie des CSB basierend auf dem Redfield-Verhältnis der Biomassezusammensetzung ergeben (Charakterisierungsfaktoren gemäß Anhang II). Diese Vorgehensweise ist eine worst-case Betrachtung. Dieser Ansatz ist nach Ansicht der Auftragnehmer gerechtfertigt, da die in Praxisökobilanzen üblicherweise verfügbaren Sachbilanzdaten globalen Lieferketten, insbesondere bei aggregierten Datensätzen, für eine differenziertere Abschätzung lokaler/regionaler Wirkungen nicht die erforderliche Transparenz besitzen.
- Die Wirkungskategorie sollte weiterhin in $\text{Eutrophierung}_{\text{aquatisch}}$ (Berücksichtigung der Emissionen ins Wasser) und $\text{Eurtophierung}_{\text{terrestrisch}}$ (Berücksichtigung der Emissionen in die Luft) unterteilt werden.
- Da im Fall der aquatischen Eutrophierung die Sauerstoffzehrung berücksichtigt wird, lautet die Bezeichnung der Wirkungskategorie „Eutrophierung und Sauerstoffzehrung“. Damit wird an die Sichtweise aus [UBA 2000] angeknüpft.

<u>Ergänzungen: Aquatische Eutrophierung</u>

- Mit der kalkulatorischen Berücksichtigung des CSB gemäß Formel 1c in Kapitel 2.1 wird ausschließlich der Sauerstoffverbrauch beim oxidativen Abbau organischen Materials berücksichtigt. Da das Eutrophierungspotenzial der freigesetzten P und N-Verbindungen im Charakterisierungsfaktor nicht berücksichtigt ist, kommt es bezüglich der P- und N-Verbindungen nicht zur Doppelzählung. [UBA 2000] adressiert die Sauerstoffzehrung als zu vermeidende Sekundärwirkung ausdrücklich. Die Auftragnehmer sehen keinen Grund von diesem Vorgehen abzuweichen (vgl. Kapitel 1).
- Aufgrund des zu Grunde gelegten Schutzziels unter Berücksichtigung der Sauerstoffzehrung wird die Methode nach [ReCiPe 2008] nicht empfohlen.
- Die Berücksichtigung von N- und P-Emissionen aufgrund von Düngemitteleinsatz erfolgte ab [UBA 1995] auf Sachbilanzebene (Berücksichtigung landwirtschaftlicher Prozessmodule). Das soll auch in Zukunft so gehandhabt werden.

<u>Ergänzungen: Terrestrische Eutrophierung</u>

- Das Charakterisierungsmodell von [Seppälä et al. 2006] erweitert von [Posch et al. 2008] (vgl. Kapitel 3.3) kann in Forschungsprojekten ein interessanter Ansatz sein, wenn die Fragestellung regionalspezifische Belastungen bzw. Reduktionsoptionen in Europa umfasst. Hinsichtlich der Anwendung der Faktoren in Ökobilanzen wird in [Posch et al. 2008] davon abgeraten sie für nicht-europäische Emissionen anzuwenden. In attributiven Praxisökobilanzen mit weltweiten Lieferketten, wie im Fall der Getränkeverpackungs-Ökobilanzen im Kontext der Verpackungsverordnung, sehen die Auftragnehmer keinen Zusatznutzen dieses Charakterisierungsmodells.
- Eine Sensitivitätsanalyse nach [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] unter Verwendung der europäischen Durchschnittswerte wird an dieser Stelle nicht empfohlen, da sich die relative Bedeutung der Stoffe im Charakterisierungsfaktor nicht ändert (siehe Tabelle 3-1) und somit kein Erkenntnisgewinn zu erwarten ist.
- In die terrestrische Eutrophierung werden nur Emissionen in Luft einbezogen. Eutrophierungsrelevante Phosphorverbindungen emittieren nicht als Gase in die Luft und hinsichtlich gasförmiger N-Verbindungen wird vereinfachend eine Immission auf terrestrischen Flächen angenommen.
- Luftseitigen Emissionen von Hochseetransporten werden zu einem nicht vernachlässigbaren Teil nicht auf terrestrischen Flächen, sondern auf dem Meer abgelagert und müssten zu einem bestimmten Anteil der aquatischen Eutrophierung zugeordnet werden. Die genaue Bestimmung des Anteils ist meist nicht möglich. Falls Hochseetransporte in der jeweiligen Ökobilanz eine Rolle spielen, wird empfohlen, eine Sektoralauswertung des $EP_{terrestrisch}$ differenziert nach Emissionen aus Hochseetransporten und restlichen Emittenten vorzunehmen.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Zu quantifizieren sind Emissionen P- und N-haltiger Verbindungen in Luft und Wasser, die potentiell zur Eutrophierung beitragen sowie der CSB zur Berücksichtigung des Sauerstoffverbrauchs beim Abbau organischen Materials (worst-case). Für die Abbildung des Eutrophierungspotentials sind in der Sachbilanz folgende Besonderheiten zu berücksichtigen:

- Stickstoff- und Phosphoremissionen werden in einigen Sachbilanzdatensätzen als Verbindungen, wie z.B. Ammonium oder Phosphat, und/oder als N-/P-gesamt aufgeführt. Wenn N-/P-gesamt und Nährstoffverbindungen parallel aufgeführt sind, müssen die Daten hinsichtlich eventueller Doppelzählungen überprüfen werden (vgl.

Kapitel 1). Sind die Daten zum Ausschluß einer Doppelzählung nicht vollständig transparent, werden als konservative Herangehensweise alle gelisteten Stickstoff-/Phosphoremissionen in der Wirkungsabschätzung berücksichtigt (worst-case).

- Zur Berücksichtigung des Sauerstoffverbrauchs beim Abbau von Biomasse in Gewässern wäre der BSB der sinnvollre Parameter. Diese Daten liegen i.d.R. nicht vor, daher wird hilfsweise der in den Sachbilanzdaten i.d.R. gelistete Wert für den CSB als worst-case verwendet.
- Bei der Bilanzierung landwirtschaftlicher Prozesse und Produkte sind Stickstoff- und Phosphorausträge aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen einzubeziehen.. In einigen Datenbanken sind die Stickstoff-/Phosphorausträge direkt als Emissionen ins Wasser bzw. die Luft gelistet. Viele Inventare und Rohdaten enthalten allerdings nur die auf landwirtschaftliche Flächen ausgebrachte Stickstoff- oder Phosphormenge (teils angegeben als „Emission in den Boden“). Diese Angabe kann nicht direkt mit den vorgeschlagenen Charakterisierungsfaktoren verrechnet werden. Die ausgebrachte Stickstoff- oder Phosphormenge bildet allerdings die Grundlage für die Berechnung von Stickstoff-/Phosphorausträgen. Die Berechnung der Austräge in Luft und Wasser erfordert genaue Kenntnisse über die Austragspfade, die lokale Bodenbeschaffenheit und Anbaukultur und ist sehr komplex. Vom IFEU wurden Default-Werte für Deutschland entwickelt [Müller-Lindenlauf 2011]. Aufgrund der weltweiten Lieferketten empfehlen die Auftragnehmer die Entwicklung diesbezüglicher von Default-Werte.

  Steht die Bilanzierung landwirtschaftlicher Systeme im Vordergrund der Ökobilanz, muss das System transparent als Prozessmodul, möglichst mit spezifischen Daten, modelliert werden.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Eutrophierung und Sauerstoffzehrung

Wirkungskategorie-Indikator: Eutrophierungspotential EP [kg PO_4^{3-}e]

Charakterisierungsfaktor: EP_i [kg PO_4^{3-}e/kg $Emission_i$]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Aufrechterhaltung des standortangepassten aeroben Zustands in Gewässern und der standortangepassten Nährstoffsituation in terrestrischen Ökosystemen. Betrachtet wird das Eutrophierungspotential.
- Die Wirkungskategorie wird unterteilt in
  - Eutrophierungspotential$_{aquatisch}$ ($EP_{aqatisch}$)
  - Eutrophierungspotential$_{terrestrisch}$ ($EP_{terrestrisch}$)
- Grundlage der Ermittlung des $EP_{aquatisch}$ ist die Primärwirkung „Wachstum pflanzlicher Biomasse“ und die Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“. Berücksichtigt werden Emissionen von P- und N-Verbindungen ins Wasser (vgl. Anhang I). Zur worst-case Abschätzung der Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“ wird der CSB herangezogen.
- Grundlage der Ermittlung des $EP_{terrestrisch}$ ist die Primärwirkung „Wachstum pflanzlicher Biomasse“. Berücksichtigt werden Emissionen von N-Verbindungen in die Luft (vgl. Anhang I).

Sachbilanz:

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf Vollständigkeit, Symmetrie
- Überprüfung und Dokumentation, ob eine Doppelzählung von N/P-Emissionen existiert, wenn Nährstoffverbindungen und N-/P-gesamt in Inventaren parallel gelistet sind. Bei Intransparenz ist vom worst-case auszugehen.

- Emissionen in Luft und Wasser aufgrund von Düngemitteleinsatz sowie Elementarflüsse in den Boden (z.B. aus generischen Datensätzen) werden in den entsprechenden Prozessmodulen in der Sachbilanz ermittelt.
- Ermittlung des Anteils an Stickstoffemissionen aus Hochseetransporten

Wirkungsabschätzung:

- Berechnung des Eutrophierungspotentials ($EP_{aquatisch}$ und $EP_{terrestrisch}$) nach [Heijungs et al. 1992]: EP_i [kg PO_4^{3-}e/kg $Emission_i$] (Charakterisierungsfaktoren gemäß Anhang II)
- $EP_{terrestrisch}$: Einbezug aller luftseitige Emissionen
- $EP_{aqatisch}$: Einbezug aller wasserseitigen Emissionen

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoralanalyse
  - nach Lebenswegabschnitten
  - Anteil CSB am $EP_{aquatisch}$: Kritische Reflexion der der Relevanz der ergänzenden Berücksichtigung der Sekundärwirkung „Sauerstoffzehrung“.
  - Anteil Emissionen in die Luft aufgrund von Hochseetransporten am $EP_{terrestrisch}$: Kritische Reflexion der Relevanz von Überschätzung des $EP_{terrestrisch}$.
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse

7 Literatur

[AbwV 2013] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) vom 21.03.1997, zuletzt geändert durch Art. 6 V v. 2.5.2013. www.juris.de.

[BLMP 2006] Bund/Länder-Messprogramm, Arbeitsgruppe Wasserrahmenrichtlinie (BLMP AG WRRL): Eutrophierung in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee, Handlungsempfehlungen zur Reduzierung der Belastung durch Eutrophierung gemäß WRRL, OSPAR & HELCOM im Kontext einer Europäischen Wasserpolitik. Januar 2007, abgerufen aus dem Internet am 15.04.2013 (http://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Eutrophierung_in_den_deutschen_Kuestengewaessern.pdf).

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[EWG 1991] Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[Heijungs et al. 1992] Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lamkreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A. M. M.; Eggels, P. G.; van Duin, R.; de Goede, H. P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Back grounds (Part 2) October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden. English Version 1993.

[Hettelingh et al. 2007] Hettelingh, J-P; Posch, M; Slootweg, J; Reinds, GJ;, Spranger, T;, Tarrason, L : Critical loads and dynamic modelling to assess European areas at risk of acidification and eutrophication. Water Air Soil Pollut: Focus 7:379 – 384, 2007.

[Müller-Lindenlauf 2011] Müller-Lindenlauf, Maria: Methodenpapier: Aquatische Eutrophierung und Nährstoffbilanzen in Ökobilanzenen landwirtschaftlicher Produkte. Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. Heidelberg, April 2011 (Herausgabe nur auf Anfrage beim IFEU).

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IMPACT 2011] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: A Life Cycle Impact Assessment Methodology. Version 2.1.. Characterization Factors. Lausanne (EPFL).

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2012): Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information.

[Kros et al. 1995] Kros, J., Reinds, G.J., De Vries, W., Latour, J.B. and Bollen, M.J.S.: Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to

changes in acid deposition and hydrology. Alterra Report 1995. 90 pp. Wageningen, 1995

[Nagel und Gregor 1999] Nagel, H. D.; Gregor, H.-D.: Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 1999

[Posch et al. 2008] Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O. (2008): The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment (13) pp.477–486.

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Seppälä et al. 2006] Seppälä, J.; Posch, M.; Johansson, M.; Hettelingh, J.-P.: Country-dependent characterization factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. Int. J. LCA 11 (6), 403–416, 2006.

[UBA 1995] Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA Texte 23/95.

[UBA 1999] Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ’99. UBA Texte 92/99, Berlin

[UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.

[UBA 2011] Builtjes, P.; Hendriks, E.; Koenen, M.; Schaap, M.; Banzhaf, S.; Kerschbaumer, A. ; Gauger, T.; Nagel, H.-D.; Scheuschner, T.; Schlutow, A.: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, Zusammenfassender Abschlussbericht. Version 2011. UBA Texte 38/2011, Dessau-Roßlau.

[UBA 2014] pers. Mitteilung Dr. Mohnhaupt: 27.3.2014.

[Van Jaarsveld 1995] Van Jaarsveld JA: Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, 1995.

[Van Jaarsveld et al. 1997] Van Jaarsveld JA, Van Pul WAJ, De Leeuw FAAM: Modelling transport and deposition of persistent organic pollutants in the European region. Atmospheric Environment 7, 1011-1024, 1997.

Anhang I: Gegenüberstellung der Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden

Substanz	Kompartiment	Charakterisierungsfaktoren						
		EP UBA 1995ff (aquatisch) [kg PO_4 e/kg]	EP UBA 1995ff (terretrisch) [kg PO_4 e/kg]	EP CML 2002 [kg PO_4 e/kg]	FEP JRC 2011/ReCiPe 2008/ GPPS 2011 (Süßwasser) [kg P /kg]	MEP JRC 2011/ReCiPe 2008/ GPPS 1011 (Küstenmeere) [kg N /kg]	CAE JRC 2011 (terretrisch) [käq/t] entspr. [kMol N /t]	EP IMPACT 2002+ (Süßwasser) [kg PO_4 e/kg]
Ammoniak	Luft		0,35	0,35		0,092	13,47	
Ammonium	Luft		0,33	0,33		0,087	12,72	
Distickstoffmonoxid (Lachgas)	Luft		0,27					
Nitrat	Luft			0,1		0,028	3,161	
Nitrit NO2	Luft						4,26 62/46*3,161	
Salpetersäure	Luft			0,1				
Stickoxid NO	Luft		0,13	0,2		0,06	6,532	
Stickoxide NOx (NO, NO2)	Luft		0,13	0,13		0,039	4,26	
Stickstoff	Luft							
Stickstoff, total	Luft			0,42				
Stickstoffdioxid	Luft		0,13	0,13		0,039	4,26	
Fertiliser, applied (N component)	Boden					0,073		
Manure, applied (N component)	Boden					0,079		
Fertiliser, applied (P component)	Boden				0,053			
Manure, applied (P component)	Boden				0,05			
Aluminiumnitrat	Boden							
Ammoniak	Boden			0,35				
Ammonium	Boden			0,33				
CSB	Boden			0,022				

Cyanid	Boden							
Nitrat	Boden			0,1				
Nitrit	Boden			0,1				
Phosphat	Boden			1	0,33			
Phosphor	Boden			3,06	1			
Phosphor, total	Boden			3,06	1			
Phosphorpentoxid (P2O5)	Boden			1,34	0,44			
Phosphorsäure	Boden			0,97	0,32			
Salpetersäure	Boden			0,1				
Stickstoff	Boden			0,42				
Stickstoff, total	Boden			0,42				
Stickstoffdioxid	Boden			0,13				
Aluminiumnitrat	Wasser, unspez.	0,088						
Ammoniak	Wasser, unspez.	0,35		0,35		0,824		0,35
Ammonium	Wasser, unspez.	0,33		0,33		0,78		0,33
CSB	Wasser, unspez.	0,022		0,022				0,022
Cyanid	Wasser, unspez.					0,54		
Nitrat	Wasser, unspez.	0,1		0,1		0,23		0,1
Nitrit	Wasser, unspez.	0,1		0,1		0,3		0,1
Phosphat	Wasser, unspez.	1		1	0,33			1
Phosphor	Wasser, unspez.	3,06		3,06	1			3,06
Phosphor, total	Wasser, unspez.	3,06		3,06	1			3,06
Phosphorpentoxid (P2O5)	Wasser, unspez.	1,34		1,34	0,44			1,34
Phosphorsäure	Wasser, unspez.	0,97		0,97	0,32			0,97
Salpetersäure	Wasser, unspez.	0,1		0,1				0,1
Stickstoff	Wasser, unspez.	0,42		0,42		1		0,42
Stickstoff, total	Wasser, unspez.	0,42		0,42		1		0,42
Stickstoffdioxid	Wasser, unspez.	0,13		0,13				0,13
Aluminiumnitrat	Meerwasser							

Ammoniak	Meerwasser					1,177		
Ammonium	Meerwasser					1,114		
CSB	Meerwasser							
Cyanid	Meerwasser					0,771		
Nitrat	Meerwasser					0,329		
Nitrit	Meerwasser					0,429		
Phosphat	Meerwasser				0,33			
Phosphor	Meerwasser				1			
Phosphor, total	Meerwasser				1			
Phosphorpentoxid (P2O5)	Meerwasser				0,44			
Phosphorsäure	Meerwasser				0,32			
Salpetersäure	Meerwasser							
Stickstoff	Meerwasser					1,429		
Stickstoff, total	Meerwasser					1,429		
Stickstoffdioxid	Meerwasser							

Anhang II: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren

nach [Heijungs et al. 1992]

Substanz	Kompartiment	Charakterisierungsfaktoren	
		Aquatische Eutrophierung [kg PO_4 e/kg]	Terrestrische Eutrophierung [kg PO_4 e/kg]
Ammoniak	Luft		0,35
Ammonium	Luft		0,33
Distickstoffmonoxid (Lachgas)	Luft		0,27
Stickoxid	Luft		0,13
Stickoxide	Luft		0,13
Stickstoffdioxid	Luft		0,13
Aluminiumnitrat	Wasser, unspez.	0,088	
Ammoniak	Wasser, unspez.	0,35	
Ammonium	Wasser, unspez.	0,33	
CSB	Wasser, unspez.	0,022	
Nitrat	Wasser, unspez.	0,1	
Nitrit	Wasser, unspez.	0,1	
Phosphat	Wasser, unspez.	1	
Phosphor	Wasser, unspez.	3,06	
Phosphor, total	Wasser, unspez.	3,06	
Phosphorpentoxid (P2O5)	Wasser, unspez.	1,34	
Phosphorsäure	Wasser, unspez.	0,97	
Salpetersäure	Wasser, unspez.	0,1	
Stickstoff	Wasser, unspez.	0,42	
Stickstoff, total	Wasser, unspez.	0,42	
Stickstoffdioxid	Wasser, unspez.	0,13	

Anhang III: Anwendung von Critical Loads im Indikator[14]

Critical Loads spielen bei den im Unterkapitel 2.3.2 erläuterten Ansätzen eine entscheidende Rolle. In [UBA 2011] werden die Critical Loads wie folgt definiert: „Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden.“.

In [UBA 2011] wird der Zweck der Critical Loads wie folgt erläutert: „Die europaweite Kartierung von Critical Loads und Levels […ist…] heute als eine wichtige fachliche Grundlage für Protokollverhandlungen zur Begrenzung der Schadstoffemissionen anerkannt []. […] 27 Länder sind derzeit an dem Kartierungsprogramm beteiligt. Im Ergebnis entstehen Datensätze und Karten der Empfindlichkeit der ausgewählten Rezeptoren gegenüber dem Eintrag von Luftschadstoffen auf nationaler wie auf europäischer Ebene. Aus dem Vergleich dieser maximal zulässigen Einträge, der Critical Loads, mit den aktuell gemessenen oder modellierten Schadstofffrachten kann die Einhaltung bzw. Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ermittelt werden. […] Daraus lassen sich dann länderspezifische Erfordernisse zur Luftreinhaltung ableiten, so unter anderem die Emissionsobergrenzen der NEC-Richtlinie und die Festlegungen der Protokolle zur CLRTAP.“

Die Charakterisierungsfaktoren der Methode von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] basieren demnach auf nicht explizit für die Methodik Ökobilanz erhobenen bzw. entwickelten Daten.

Die Critical Loads liegen für die in Corine Landcover (CLC) [15] definierten Landnutzungskategorien vor. Als das Ausbreitungsmodell EMEP noch eine niedrigere Auflösung der Immissionsorte besaß, wurden die Critical Loads für die Ermittlung der Überschreitungen auf die in EMEP vorhandenen Rasterfelder zusammengefasst. Dies führte zusammen mit den modellbedingten Unsicherheiten der Depositionsraten zu einer systematischen Unterschätzung des Überschreitungspotentials. In [Nagel und Gregor 1999] wird dieser Sachverhalt kritisch diskutiert.

Dies führte u.a. dazu, dass besonders empfindliche Gebiete, wie z.B. Hochmoore in den Charakterisierungsfaktoren womöglich keine Berücksichtigung finden, obwohl gerade sie mit

[14] Quellen in Kapitel 7

15 „Das europaweite Projekt CORINE Land Cover (CLC) hat die Bereitstellung von einheitlichen und damit vergleichbaren Daten der Bodenbedeckung für Europa zum Ziel.“ (http://www.corine.dfd.dlr.de/intro_de.html)

dem Einbezug regionaler Sensitivitäten adressiert werden sollten. In [Nagel und Gregor 1999] wurde zudem analysiert, dass „erste Untersuchungen […] für Deutschland eine systematische Unterschätzung der Überschreitung CLmax (S) um 60% [ergaben], wenn die Überschreitung auf EMEP-Depositionswerten basiert."

In den letzten Jahren wurde das EMEP-Modell weiterentwickelt, so dass die Depositionen für die in Corine Landcover definierten Landnutzungskategorien berechnet werden können. [Posch et al. 2008] greift auf dieses neue EMEP-Modell von [Tarrason L.et al. 2006] zurück. Somit reduzieren sich die Critical Load-bedingten Unsicherheiten gegenüber früheren Berechnungsweisen, auf welche sich [Nagel und Gregor 1999] bezieht. Allerdings verbleibt die mögliche Unterschätzung durch die relativ grobe Bestimmung der Critical Loads auf Ebene der Landnutzungskategorien (z.B. werden alle Moortypen unter der Kategorie Torfmoore zusammengefasst).

Anhang 8

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Versauerung

Inhalt

1 Das Umweltproblemfeld 2

2 Struktur des erforderlichen Indikators 4

2.1 Struktur des Indikators ohne Berücksichtigung von Stofftransport und regionaler Sensitivität 4

2.2 Struktur der Ansätze incl. regionaler Sensitivitäten 6

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 8

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen 10

3.2 CML 2002 11

3.3 JRC (ILCD Handbook 2011) 15

3.4 ReCiPe 2008 21

3.5 GPPS 2011 24

3.6 Impact 2002+ 24

4 Empfehlungen 25

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 28

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 29

7 Literatur 31

Anhang I: Gegenüberstellung der Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden 34

Anhang II: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren (nach CML 2013) 35

Anhang III: Anwendung von Critical Loads im Indikator 36

Anhang IV: Vergleich der Konzentrationen von SO2, NOx und NH3 in den Niederlanden für EMEP, das OPS-Modell und LML Messungen 38

Anhang V: Beitrag verschiedene Länder zum Eintrag von NOx und NHx in die Niederlande nach EMEP und dem OPS-Modell 39

1 Das Umweltproblemfeld

Die Wirkungskategorie Versauerung adressiert die pH-Wert Absenkung oder die Verringerung der Säureneutralisationskapazität in aquatischen und terrestrischen Systemen. Dabei wird teils das maximale Protonenbildungspotenzial starker Säuren als Kategorie-Indikator verwendet, teils werden lokale Vorbelastungen und Pufferkapazität (z.B. kalkhaltige Untergründe) der Systeme aufgrund geologischer Gegebenheiten als lokale/regionale Sensitivitäten ergänzend berücksichtigt.

Eine Absenkung des pH-Werts kann zur Störung des ökologischen Gleichgewichtes in den betreffenden Ökosystemen führen. In den 70er und 80er Jahren rückten vor allem drei Umweltprobleme verstärkt in den Fokus der Umweltpolitik:

- Versauerung ungepufferter Gewässer,
- Neuartige Waldschäden („Waldsterben“),
- Versauerung von Böden.

Bei der Versauerung steht primär das Schutzgut der „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ im Vordergrund. Betroffen sind Pflanzen (z.B. Wurzelschäden, Blatt-/Nadelschäden), Tiere (z.B. Fische) und Ökosysteme insgesamt (z.B. erhöhte Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen aus Böden, Remobilisierung von Schwermetallen aus Sedimenten). In [UBA 1999] wird ergänzend das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ aufgeführt, da Schwermetallauswaschung z.B. zur Grundwasserkontamination führen kann.

Internationale Vereinbarungen zur Luftreinhaltung durch die Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE – United Nations Economic Commission for Europe) wie das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP - Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) führten zu einer Minderung der Überschreitung von kritischen Belastungsgrenzen[1]. Nach [UBA 2011] führen Stickstoffverbindungen dennoch weiterhin zu Bodenversauerung und Nährstoffungleichgewichten auf fast 80% der Fläche empfindlicher Ökosysteme in

[1] Critical Load = kritische Belastungsgrenzen: „Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden.“ [UBA 2011]

Deutschland“ Als aktuelles Umweltproblemfeld ist die Versauerung immer noch relevant und als Wirkungskategorie Ökobilanzen sinnvoll.

Zur Versauerung tragen Emissionen von Säurebildnern und Säuren in Luft, Boden und Wasser bei, die hauptsächlich aus anthropogenen Aktivitäten stammen. Dabei sind insbesondere Emissionen aus Kraftwerken, Verkehr, Industrie und Landwirtschaft (z.B. industrielle Tierhaltung) zu nennen. Schwefelverbindungen (SO_x), oxidierte Stickstoffverbindungen (NO_x) und reduzierte Stickstoffverbindungen (NH_3/NH_4^+) spielen dabei die größte Rolle. Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff werden u.a. bei der Verbrennung von Steinkohle in geringen Mengen freigesetzt. Neben den o.g. Quellen können auch industrielle Produktionsprozesse Säuren und Säurebildner emittieren.

Versauerung hat i.d.R. einen lokalen, regionalen ggf. auch überregionalen Bezug. In die Luft emittierte versauernde Gase können bis zu mehreren 1000 km transportiert werden, bevor sie am Wirkort deponiert werden. Die letztendliche Umweltwirkung in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen hängt u.a. stark von den geologischen Gegebenheiten, bodenbildenden Prozessen und der bestehenden Vorbelastung des Untergrundes ab. Die Voraussage von Umweltwirkungen aufgrund von Säureeintrag in Ökosysteme müsste den Immissionsort, dessen Vorbelastung sowie lokale Sensitivitäten berücksichtigen. Aufgrund des i.d.R. geringen Orts-/Zeitbezugs und der Datenquantifizierung bezogen auf die funktionelle Einheit ist in der Ökobilanz allerdings keine Risikoanalyse, Umweltverträglichkeitsprüfung oder ähnliches intendiert.

Derzeit wird in der Wirkungskategorie Versauerung Kohlensäure nicht berücksichtigt. Im Zusammenhang mit dem Konzentrationsanstieg von CO_2 in der Atmosphäre, wird eine Senkung des pH-Wertes der Ozeane um 0,1 im Vergleich zur Vorindustriellen Zeit beobachtet [IPCC 2013]. Mit anzunehmenden steigenden CO_2-Emissionen, ist zu vermuten, dass zukünftig die Versauerung von Ozeanen als neues Umweltproblemfeld in den Fokus der internationalen Diskussionen rücken wird.

“

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Die Struktur des Indikators hängt von der Art der Wirkung ab, die abgebildet werden soll. (Midpoint- oder Endpoint Indikator - vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel 1.2.1). Im vorliegenden Projekt werden Indikatoren auf Midpoint Ebene untersucht.

Mit den Endpoint Indikatoren versucht man die Wirkungskette von der Emission bis zur letztendlichen Schadwirkung abzubilden (z.B. Wirkung auf die Biodiversität). Die Midpoint Indikatoren liegen zwischen Emission und letztendlicher Schadwirkung. Sie sind damit deutlich enger mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft und bilden im Idealfall die Primärwirkung ab. Ein Midpoint Indikator der ausschließlich die Primärwirkung abbildet ist im Fall von Emissionen ein Sammelindikator für eine Gruppe von Substanzen, die eine einzige naturwissenschaftlich ableitbare Eigenschaft haben.

2.1 Struktur des Indikators ohne Berücksichtigung von Stofftransport und regionaler Sensitivität

Die Primäre Wirkung des Eintrags von Säurebildnern in Ökosystemen ist die Senkung des pH-Wertes durch Protonenfreisetzung. Ein eng an die Sachbilanzdaten angeknüpfter Wirkungsindikator verknüpft also den Eintrag von Säurebildnern mit der Protonenfreisetzung.

Als Wirkungskategorie-Indikator auf Midpoint-Ebene dient hierfür das maximale Protonenbildungspotential, welches allein auf den chemischen Eigenschaften emittierter Säuren und Säurebildner beruht und nahe der Emission angesiedelt ist. Die Maßzahl des Wirkungskategorie-Indikators, die die ausgewählte Wirkung adressiert (Score), ist in folgender Formel dargestellt:

$$S_i = f(Ch_i) \qquad (1a)$$

S_i = Score: Protonenbildungspotential durch Säure/Säurebildner (i)

Ch_{ij} = chemische Eigenschaft: potentiell durch Säure/Säurebildner (i) freigesetzte Protonen

Die Berechnung des Scores folgt der Stöchiometrie der Säurebildung aus Vorläuferverbindungen:

$$X + \cdots \Rightarrow yH^+ + \cdots \quad (1b)$$

X = Vorläufersubstanz

y = Mol der H^+-Ionen (Protonen)

Quelle: nach [Klöppfer 2001]

Beispielsweise ist Schwefeldioxid der Vorläufer der schwefeligen Säure (H_2SO_3), die sich bei Dissoziation des Gases SO_2 in Wasser bildet. Entsprechend folgender Formel könnten aus 1 mol emittiertem Schwefeldioxid potentiell 2 mol H^+-Ionen freigesetzt werden:

$$SO_2 + H_2O \Rightarrow 2H^+ + SO_3^{2-} \quad (1c)$$

Vergleichsweise werden aus einem Molekül NO_x potentiell nur halb so viele Protonen wie aus einem Molekül SO_2 freigesetzt, da Salpetersäure (HNO3) nur ein Wasserstoffatom enthält.

Zur Berechnung des maximalen Protonenbildungspotentials (Versauerungspotential) nach [Heijungs et al. 1992] werden die Stoffmengen (Mol) der Protonenfreisetzung stöchiometrisch auf die Masse der jeweiligen Säure/des jeweiligen Säurebildners bezogen und zur Referenzsubstanz Schwefeldioxid ins Verhältnis gesetzt. Diese Berechnung ergibt den massenbezogenen Charakterisierungsfaktor mit der Einheit „kg SO2-e je kg Emission“:

$$AP_i = \frac{\eta_i}{\eta_{SO_2}} \quad (1d)$$

AP = maximales Protnonenbildungspotential (Versauerungspotenzial) [kg SO2-e]

η_i = Mol H^+-Ionen pro kg Säure/Säurebildner i

η_{SO_2} = Mol H^+-Ionen pro kg SO_2

Quelle: CML 2002

Das Versauerungspotential (AP) der Masse einer in der Sachbilanz gelisteten Emission einer Säure/eines Säurebildners i in der Einheit „kg SO2-e“ errechnet sich durch Multiplikation der Masse der Säure/des Säurebildners i mit den wie oben ermittelten Charakterisierungsfaktoren.

“

Da nur starke Säuren vollständig in Wasser dissoziieren, werden auch nur diese von dem Charakterisierungsmodell adressiert.

Die Charakterisierungsfaktoren für das maximale Protonenbildungspotential von [Heijungs et al. 1992] wurden von [Hauschild &Wenzel 1998] ergänzt. In [UBA 1995, 1999] und [IMPACT 2002+] wird dieser Wirkungskategorie-Indikator für die Versauerung (bzw. aquatische Versauerung in [IMPACT 2002+]) vorgeschlagen (siehe Kapitel 3) und kann aufgrund der geographischen Unabhängigkeit für globale Emissionen angewandt werden.

2.2 Struktur der Ansätze incl. regionaler Sensitivitäten

Werden neben den chemischen Eigenschaften der Säuren/Säurebildner auch die Ausbreitung der Schadstoffe sowie regionale Sensitivitäten für die Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren berücksichtigt, so setzt sich der Score nach Formel (2) zusammen. Dies beruht auf der Bestrebung, sich näher an der Realität zu orientieren.

$$S_{i,r} = f(Ch_i, T_{i,r}, Q_{i,r}) \quad (2)$$

$S_{i,r}$ = Score: Außmaß der potentiellen Versauerung durch Säure/Säurebildner (i) in der Region (r)

Ch_i = chemische/biochemische Eigenschaft: Bildung von H^+-Ionen durch Säure/Säurebildner (i)

$T_{i,r}$ = Transport-Faktor des Säure/Säurebildners (i), welcher den räumlichen Transfer von der Emissionsquelle bis zum Wirkort (Immissionsort) abbildet

$Q_{i,r}$ = Sensitivitätsfaktor des Wirkortes (Immissionsortes) (r) bezüglich der Säure/des Säurebildners (i)

Die chemische Umwandlung (Ch_i), beschreibt die Bildung von Protonen aus Vorläufersubstanzen (vgl. Kapitel 2.1). Mit Hilfe eines Transportfaktors ($T_{i,r}$) werden die räumlichen Transporte der Schadstoffe zum Wirkort abgebildet. Dies kann unter Nutzung differenzierter Ausbreitungsmodelle unter Berücksichtigung atmosphärenchemischer Zusammenhänge realisiert werden. Der dritte Bestandteil der Formel 2, der Sensitivitätsfaktor des Depositionsortes ($Q_{i,r}$), berücksichtigt die Sensitivitäten des Wirkortes bezüglich Protoneneintrag. Als Sensitivitätskriterien können Vorbelastung und Pufferkapazität zur Ermittlung von Critical Loads (kritische Belastungsgrenzen) herangezogen werden.

Für den Einbezug regionaler Sensitivitäten sind folgende Ansätze bzw. Methoden gebräuchlich und werden in den im Kapitel 3 genannten Referenzen angewendet:

- Orientierung an Pufferkapazitäten (z.B. [ReCiPe 2008])
- Orientierung an Belastungsgrenzen
  - „Above and below threshold“: Verhältnis aller Immissionen zur Belastungsgrenze (z.B. [Huijbregts 1999]);
  - „Only above threshold“: Einbezug von Überschreitungen der Belastungsgrenzen; nur Immissionen oberhalb der Belastungsgrenze werden einbezogen (z.B. [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008]).

Die in [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008], [Huijbregts, 1999] und [ReCiPe 2008] zu Grunde gelegten atmosphärischen Ausbreitungsmodelle enthalten modellbedingte Unsicherheiten, z.B.:

- Annahmen zur Ausbreitung der Substanzen (Annahmen zu Windgeschwindigkeit, Berechnung der Deposition, etc.)
- Bestimmung der Systemgrenzen:
  - Grenzüberschreitende Emissionen von und nach Europa werden nicht betrachtet. Demzufolge wird diesen Emissionen keine Schadwirkung zugerechnet.
  - An den Randregionen Europas, wie z.B. an der Küste Spaniens oder Portugals, sind keine belastbaren Depositionswerte für die drei bedeutsamsten Emissionen (SO_x, NO_x NH_3/NH_4^+) vorhanden. Für diese Regionen werden Daten der Nachbarregionen angenommen.
- Zugrunde gelegte meteorologische Bedingungen.

Die Diagramme in Anhang IV aus [RIVM 2003] zeigen, dass sich die für die Niederlande berechneten NH_3 oder NOx-Konzentrationen bei Anwendung der beiden Modellen EMEP und OPS (Nachfolger von Eutrend) relevant unterscheiden sowie beide Modellierungsergebnisse von den Messwerten abweichen (vgl. Anhang IV). Anhang V verdeutlicht, dass sich der errechnete Beitrag einzelner Länder zum Eintrag von NOx und NHx in die Niederlande je nach verwendetem Ausbreitungsmodell unterscheidet.

Weitere Unsicherheiten der Modellierung sind mit den jeweiligen Annahmen und Berechnungen der regionalen Sensitivitäten verbunden. In dem von [Huijbregts, 1999] genutzten Modell RAINS werden Critical Loads z.B. für europäische Randgebiete nicht bereitgestellt und kleine Ökosysteme, welche möglicherweise empfindlich gegenüber Säureeinträgen sind, durch die grobe Skalierung der Rasterfelder (150 x 150 km²) nicht

abgedeckt. Die Anwendung der Critical Loads in Ökobilanzen und die damit verbundenen Unsicherheiten werden im Anhang III näher erläutert.

Der Einfluss der zugrunde gelegten Daten wird in [Seppälä et al. 2006] gezeigt. Demnach haben unterschiedlich aktuelle Emissionswerte, Critical Loads und Ausbreitungsmodelle einen nicht marginalen Einfluss auf die abgeleiteten Charakterisierungsfaktoren.

Werden neben der chemischen Eigenschaft der Emissionen in Wasser und Luft auch Transporte und lokale/regionale Sensitivitäten in einem Charakterisierungsmodell berücksichtigt, wird der Schritt von der Berücksichtigung des Wirkungspotenzials hin zur tatsächlich in der Umwelt anzutreffenden Wirkung angestrebt (vgl. Kapitel 3.3 und 3.4), was besonders bei [ReCiPe 2008] mit dem Endpoint-Modell von [Van Zelm et al. 2007] deutlich wird. Das ist für Forschungsprojekte ein interessanter Ansatz. Der in Praxisökobilanzen i.d.R. geringe Orts-/Zeitbezugs von Datensätzen, insbesondere in aggregierten Datensätzen, und der relative Bezug der Emissionsdaten auf die funktionelle Einheit, muss bei der Analyse der Eignung dieser Charakterisierungsmodelle für Getränkeverpackungsökobilanzen im Kontext Verpackungsverordnung berücksichtigt werden.

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Versauerung“. Die Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden sind im Anhang I gegenübergestellt.

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	[Heijungs et. al 1992] Wirkungskategorie-Indikator: AP (Versauerungspotenzial) [kg SO_2-e /fE] Charakterisierungsfaktor: [kg SO_2-e / $kg_{Emission\ i}$] *(Grundlage maximales Protonenbildungspotential ohne Fate-Modell und Einbeziehung regionaler Sensitivitäten über Critical Loads)*
[CML 2002] +	[Huijbregts 1999]

Aktualisierungen	Wirkungskategorie-Indikator: AP [kg SO2-e /fE] (Versauerungspotential) Charakterisierungsfaktor: [kg SO2-e /$kg_{Emission\ i}$] *(Grundlage: Fate-Modell und Einbeziehung regionaler Sensitivitäten über Critical Loads)*
[JRC 2011]	[Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] Wirkungskategorie-Indikator: Summe der Akkumulierten Überschreitungen [k-e/fE] = [mol H+/fE] Charakterisierungsfaktor: [k-e/$t_{Emission\ i}$] = [mol H+/$kg_{Emission\ i}$] *(Grundlage: Fate-Modell und Einbeziehung regionaler Sensitivitäten über Critical Loads)*
[ReCiPe 2008]	Wirkungskategorie-Indikator : Terrestrisches Versauerungspotential (TAP) [kg SO_2-e/fE] Charakterisierungsfaktor: [kg SO_2-e/$kg_{Emission\ i}$] *(Grundlage: Fate-Modell und Einbezug regionaler Sensitivitäten über Basensättigungen)*
[GPPS 2011]	u.a. [ReCiPe 2008]
[Impact 2002+] Aquatische Versauerung Terrestrische Versauerung und Eutrophierung	 [Heijungs et. al 1992], [CML 1992] Rückrechnung aus Eco-indicator 99

3.1 UBA (1995) + Aktualisierungen

[UBA 1995] nutz die Methode von [Heijungs et al. 1992] (vgl. Kapitel 2.1) mit dem Wirkungskategorie-indikator Versauerungspotenzial (AP: Acidification Potential) unter Berücksichtigung des maximalen Protonenbildungspotentials. Die Charakterisierung der Emissionen erfolgt nahe an der Emissionsquelle (Midpoint-Indikator) ohne den Einbezug von Ausbreitungsrechnungen und lokalen Sensitivitäten. Das Schutzgut in [UBA 1999] ist die Struktur und Funktion von Ökosystemen und es werden sowohl terrestrische als auch aquatische Ökosysteme (limnische Systeme; Meere werden nicht explizit erwähnt) adressiert. Berücksichtigt wird die Deposition von Emissionen in die Luft. Verwendet werden die auf Schwefeldioxid massenbezogenen Charakterisierungsfaktoren in der Einheit [kg SO_2-e/$kg_{Emission}$].

Mit der Methode von [Heijungs et al. 1992] können neben den Gasen Schwefeldioxid, Stickstoffoxiden und Ammoniak weitere starke Säuren berücksichtigt werden. Von [Hauschild & Wenzel 1998] wurde eine erste Ergänzung der in [Heijungs et al. 1992] betrachteten Substanzen vorgenommen.

Im Gegensatz zu den Modellen, die auf Ausbreitungsmodellen basieren, wird hier das maximale Versauerungspotential betrachtet: Es wird davon ausgegangen, dass alle Substanzen vollständig in Wasser dissoziieren und keine Auswaschung oder Neutralisationsreaktion in der Atmosphäre stattfindet.

3.2 CML 2002

Der Basisansatz von [CML 2002] bezieht sich auf das Modell von [Huijbregts 1999], welches Verteilungsmodelle (Fate-Modelle) sowie regionale Sensitivitäten einbezieht und geographisch in Europa angesiedelt ist.

Das in der Vorgängerversion von CML ([CML 1992]) vorgeschlagene Modell von [Heijungs et al. 1992] (siehe Kapitel 3.1) wird nicht mehr als Basismethode ausgewählt, da laut [CML 2002] die Charakterisierungsfaktoren von [Huijbregts 1999] durch den Einbezug eines Fate-Modells und von Critical Loads stärker mit dem adressierten Umweltschaden verbunden sind als die Vorgänger-Faktoren von [Heijungs et al. 1992].

Das Charakterisierungsmodell von [Huijbregts 1999] orientiert sich an der Kritischen Belastungsgrenze (critical loads) mittels einem sogenannten „above and below threshold“. Mit diesem Ansatz werden die Schadstoffeinträge sowohl oberhalb als auch unterhalb der Critical Loads berücksichtigt. Die in einem Ökosystem abgelagerten Schadstoffe werden in Relation zur Critical Load gesetzt. Ist der Wert größer als 1 so ist die Belastungsgrenze überschritten; bei Werten kleiner als 1 werden, die Ablagerung ebenfalls einbezogen, obwohl die Belastungsgrenze nicht überschritten wird[2]. Im Gegensatz dazu handelt es sich bei [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] um einen „only above threshold“, bei die Charakterisierungsfaktoren von einer zugrunde gelegten marginalen Emissionsänderung abhängig sind (vgl. Kapitel 3.3). Dieser Ansatz ist nach [Huijbregts 1999] weniger gut für Ökobilanzen geeignet.

Als Schutzziel werden terrestrische und aquatische Ökosysteme adressiert. In [Huijbregts 1999] werden allein die luftseitigen Stickstoffemissionen SO_2, NH_3 und NO_2 berücksichtigt. Die drei Substanzen werden in [CML 2002] als die drei bedeutendsten Schadstoffe identifiziert. Für weitere Substanzen stehen keine lückenlosen Ausbreitungsmodelle zur Verfügung. Sollten die Sachbilanz zeigen, dass weitere Substanzen eine große Rolle spielen könnten, wird in [CML 2002] eine Sensitivitätsanalyse unter Verwendung der Methode nach [Heijungs et al. 1992] empfohlen. In [Huijbregts 1999] wird

[2] [Huijbregts 1999] betont, dass der Ansatz der Verhältnisbildung von Belastung zur kritischen Belastungsgrenze vom Grundgedanken eine Analogie zum PEC/PNEC-Verhältnis hat.

mit Hilfe des Ausbreitungs- und Depositionsmodells RAINS[3] und den darin hinterlegten Daten zu Critical Loads ein Charakterisierungsmodell aufgestellt, das die regionalen Sensitivitäten bezüglich versauernder Substanzen der in Europa befindlichen Ökosysteme einbezieht. Das RAINS-Modell wurde von IIASA[4] entwickelt und basiert auf dem Ausbreitungsmodell von EMEP/EMC-W[5]. Dieses Langrangian-Modell teilt Europa in Rasterfelder von 150 x 150 km² ein. Da quantitative Daten der Schadstoffdepositionen nur pro Rasterfeld zur Verfügung stehen, werden die Critical Loads (Bezugsjahr 1999) pro Rasterfeld (150 x 150 km²) ermittelt. Dabei werden sowohl terrestrische Flächen als auch Gewässer betrachtet. [Huijbregts 1999] erweitert das auf der Ökosystemforschung und Grenzwertpolitik basierende RAINS-Modell zum RAINS-LCA Modell. Die Berechnungen der Charakterisierungsfaktoren basieren auf meteorologischen Daten und Emissionen der Jahre 1985 bis 1995.

Auf dieser Basis werden die Charakterisierungsfaktoren entkoppelt von einer speziellen Ökobilanz unter den zugrunde gelegten Modellannahmen für jede Rasterzelle berechnet (vgl. Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5).

Maßzahl des Charakterisierungsmodells ist das „Akkumulierte Relative Risiko“ (ARR), welches das Verhältnis von Immission zur Critical Load der jeweiligen Fläche beschreibt. Das Akkumulierte relative Risiko wird pro Land berechnet:

$$ARR_{x,j} = \sum_{r \in Europe} A_r * \frac{t_{j,x,r}}{CL_r} \qquad (3a)$$

$ARR_{x,j}$ = Akkumulierte Relatives Risiko des Säurebildners x des Landes j [km²*a/kg]

A_r = Fläche des Rasterfeldes r [ha]

$t_{j,x,r}$ = Transportkoeffizient: Menge an H+ Einträgen in Rasterfeld r, die durch Emission des Säurebildners x aus dem Land j hervorgerufen wird [e/ha*kg]

$CL_{x,r}$ = Critical Load des Rasterfeldes r [e/(ha*a)]

Quelle: nach [Huijbregts 1999]

* e (Äquivalent) entspricht mol H^+

[3] Regional Air Pollution Information and Simulation
[4] International Institute for Applied Systems Analysis
[5] EMEP/EMC-W = co-operative Program for Monitoring and Evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe

Zur Berechnung des Akkumulierten relativen Risikos (ARR) werden in RAINS-LCA folgende Berechnungsschritte durchgeführt:

- Ermittlung der Nährstoffeinträge in die Rasterzellen mittels Transport- und Depositionsmodell EMEP/EMC-W (Langrangian-Modell).
- Berechnung der freigesetzten Protonen aus Vorläufersubstanzen;
- Verhältnisbildung zwischen Protoneneinträgen und Critical Loads zur Ermittlung des relativen Risikos der einzelnen Rasterzellen. Je höher das Ergebnis den Wert 1 überschreitet, desto höher ist die Belastungsgrenze überschritten. Ist der Wert kleiner 1, so ist die Belastungsgrenze nicht überschritten; die Ablagerung wird aber dennoch einbezogen.
- Multiplikation mit der Fläche der jeweiligen Rasterzelle.
- Addition der einzelnen flächenbezogenen relativen Risiken.

Die Einheit des Akkumulierten relativen Risikos ist die jährliche betroffene Gesamtfläche in Quadratkilometern, welche durch die Landesemissionen eines Schadstoffes geschädigt wird [km²*a/kg].

Aus diesen Akkumulierten relativen Risiken der einzelnen Säurebildner werden zur Quantifizierung des Wirkungskategorie-Indikators AP (Versauerungspotenzial) Charakterisierungsfaktoren berechnet:

- Zunächst wird das ARR pro Säurebildner und Land auf das ARR von SO2 eines Referenzlandes, in diesem Fall die Schweiz, normiert:

$$AP_{x,j} = \frac{ARR_{x,j}}{ARR_{SO2,Schweiz}} \qquad (3b)$$

$AP_{x,j}$ = Versauerungspotential (CF) des Schadstoffes x des Landes j [kg SO_2-e. in der Schweiz/kg]

$ARR_{x,j}$ = Akkumulierte Relatives Risiko des Säurebildners x des Landes j [km²*a/kg]

$ARR_{SO2,Schweiz}$ = Akkumulierte Relatives Risiko von SO2 der Schweiz [km²*a/kg]

Quelle: nach [Huijbregts 1999]

- Aus diesen errechneten Länderwerten APxj wird anschließend ein gewichteter europäischer Durchschnittswert berechnet, da die Autoren von [CML 2002] (zum Zeitpunkt der Veröffentlichung) die Verwendung regionaler Faktoren in Ökobilanzen

für unwahrscheinlich halten. Die Gewichtung wird anhand der länderspezifischen Emissionen (1995-2010) vorgenommen.

Die Einheit des Versauerungspotentials ist kg SO_2-Äquivalente in der Schweiz bezogen auf Kilogramm des Säurebildners [kg SO_2-e in der Schweiz/$kg_{Emission}$]. Der Grund für die Wahl der Schweiz als Referenzland ist in der Veröffentlichung von [Huijbregts 1999] nicht erläutert.

In [Huijbregts 1999] werden Charakterisierungsfaktoren für Schwefeldioxid, Ammoniak und Stickstoffdioxid pro Region (40 Länder und 4 Meere) und für Europa berechnet.

3.3 JRC (ILCD Handbook 2011)

Bei allen vom Joint Research Center der Europäischen Kommission [JRC 2011] vorgeschlagenen Charakterisierungsmodellen, so auch für Versauerung, wird großer Wert auf die Berücksichtigung regionaler Sensitivitäten gelegt und die Einbindung von Verteilungsmodellen (Fate-Modelle) bevorzugt (zu Fate-Modellen: vgl. Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5). Bei diesen Modellen wird von hoher Umweltrelevanz ausgegangen.

Für die Versauerung werden die Modelle von [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] sowie [CML 2002] und [Huijbregts 1999] als grundsätzlich geeignet identifiziert. In der Bewertung des ILCD Handbuches erreicht die Methode von [Huijbregts 1999] ein gutes Evaluationsergebnis, wird allerdings aufgrund der veralteten Datengrundlage (u.a. Critical Loads) zugunsten des Charakterisierungsmodells von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] verworfen.

Das für die Versauerung vorgeschlagene Charakterisierungsmodell von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] basiert auf der „Akkumulierten Überschreitung der Kritischen Belastungsgrenze (critical loads)[6]“ und ist geographisch in Europa zu verorten. Als Schutzziel werden terrestrische und aquatische Ökosysteme adressiert. Seppälä und Posch berücksichtigen als Sachbilanzdaten allein die luftseitigen Stickstoffemissionen SO_2, NH_3 und NO_2. In [JRC 2011] sind Charakterisierungsfaktoren weiterer Substanzen berechnet (vgl. Anhang I).

Das Charakterisierungsmodell von Seppälä und Posch berücksichtigt sowohl die Ausbreitung einer Substanz in der Atmosphäre als auch die Sensitivität des Ökosystems hinsichtlich Säuren/Säurebildnern mittels Critical Loads. Allerdings werden im Gegensatz zu [Huijbregts 1999] nur Überschreitungen der Belastungsgrenze einbezogen („only above threshold“): Es gehen also nur Immissionen in den Charakterisierungsfaktor ein, die zu einer Überschreitung der Belastungsgrenze führen. Die Berechnung basiert auf Annahmen marginaler Emissionsänderungen. Hierfür wird in der Aktualisierung von [Posch et al. 2008] -

[6] „Accumulated Exceedance of Critical Loads“; gelegentlich abgekürzt als “Accumulated Exceedance”

basierend auf verschiedenen Sensitivitätsanalysen - eine Verringerung von 1 t pro Schadstoff pro Land mit dem Bezugsjahr 2010 zu Grunde gelegt.

Den Berechnungen von [Posch et al. 2008] werden das Transport- und Depositionsmodell EMEP Eulerian model 2006 nach [Tarrason et al. 2006] und Critical Loads von [Hettelingh et al. 2007] zu Grunde gelegt. Mit Hilfe dieses Ausbreitungsmodells können Ablagerungen von Säuren/Säurebildnern für 50 x 50 km² Rasterfelder, aber auch für verschiedene Landnutzungskategorien wie z.B. Wälder oder halbnatürliche Vegetationen berechnet werden. Die für die Critical Loads genutzte Datenbank ([Hettelingh et al. 2007]) beinhaltet 1,2 Millionen Werte für verschiedene Ökosysteme (z. B. Wälder, Oberflächengewässer) und deckt ca. die Hälfte des europäischen Landgebietes ab.

Auf dieser Basis werden die Charakterisierungsfaktoren entkoppelt von einer speziellen Ökobilanz unter den zugrunde gelegten Modellannahmen für jede Rasterzelle berechnet (vgl. Themenpapier „Wirkungsabschätzung“, Kapitel 3.5).

Diese Grundlagendaten und -modelle stammen aus den Arbeiten der Grenzwertpolitik und Ökosystemforschung und werden im Modell von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] mittels der Berechnung von Charakterisierungsfaktoren auf das Werkzeug der Ökobilanz übertragen. Dass sich die Methode der Akkumulierten Überschreitung an politischen Zielen orientiert, wird bei der Interpretation der Charakterisierungsfaktoren deutlich. Die Ergebnisse geben Auskunft über mögliche Senkungspotentiale der Critical Load-Überschreitung bei einer Reduktion von bestimmten Schadstoffen in einzelnen Ländern. Hierbei steht die Frage im Hintergrund, inwiefern eine Entlastung der Ökosysteme bei einer Emissionsminimierung erreicht werden kann.

Als Wirkungskategorie-Indikator dient Summe der Akkumulierten Überschreitungen. Die Akkumulierte Überschreitung (AP) ist die Maßzahl des Charakterisierungsmodells welche die Überschreitung des critical load einer bestimmten Fläche beschreibt. Aus den AEs werden Charakterisierungsfaktoren, die „CAE“ (Characterisation Factor Accumulated Exceedance) (vgl. Formel 4c), für die drei von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] berücksichtigten Säurebildner SO_2, NH_3 und NO_2, berechnet.

Die Einheit des CAE ist Kiloäquivalente/t marginaler Emissionsänderung des betrachteten Säurebildners [k-e/t] (Definition e: 1 e-unit = 1 Mol H^+).

Für die Berechnung des Charakterisierungsfaktors CAE werden u.a. folgende vorgelagerte Berechnungsschritte benötigt:

- Ermittlung der Einträge von Säuren/Säurebildnern in die Ökosysteme mittels Transport- und Depositionsmodell EMEP Eulerian model 2006;
- Berechnung der Überschreitung Ex („Exceedance“), indem die Abweichung der N/S-Einträge mit der Critical Load Kurve (vgl. Abbildung 1) abgeglichen werden (nur positive Überschreitungen, d.h. Werte, welche oberhalb der Kurve liegen, gehen in die weitere Berechnung ein):

$$Ex(N_{dep1}, S_{dep1}) = \Delta N + \Delta S \qquad (4a)$$

$Ex(N_{dep}, S_{dep})$... Überschreitung bzgl. eingetragener H+ Ionen [e /ha*a] [Mol H^+/ha/a]

N_{dep} ... Summe der durch NOx- und NH_3 – hervorgerufenen H+ Einträge [e /ha*a],

S_{dep} ... Summe der durch SO_2 hervorgerufenen H+ Einträge [e /ha*a]

ΔN ... Benötigte H+ - Reduktion um die Critical Load Kurve zu erreichen bzgl. NOx- und NH_3 [e/ha*a]

ΔS ... Benötigte H+ - Reduktion um die Critical Load Kurve zu erreichen bzgl. SO_2 [e /ha*a]

Quelle: [Seppälä et al. 2006]

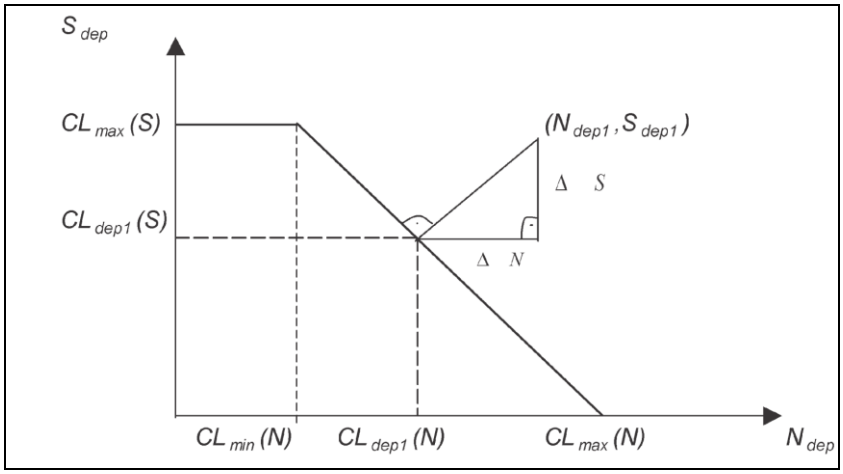


Abbildung 1: Schematische Abbildung der Critical-Load-Kurve für Versauerung, welche durch die maximale Critical Load von Schwefel und die minimale sowie maximale Critical Load von Stickstoff definiert ist. (Quelle: [Seppälä et al. 2006])

- Berechnung der Akkumulierten Überschreitung, indem die einzelnen Überschreitungen der Ökosysteme ermittelt werden:

$$AE = A_1 \cdot Ex_1 + \ldots + A_n \cdot Ex_n \qquad (4b)$$

AE ... Akkumulierte Überschreitung [e/a] MB: siehe oben

A_1 ... Fläche von Ökosystem i [ha]

EX_1 ... Überschreitung bzgl. H^+ Eintrag im Ökosystem i [e /ha*a]

Quelle: [Seppälä et al. 2006]

Basierend auf diesen Berechnungsschritten wird der Charakterisierungsfaktor Akkumulierte Überschreitung (CAE) berechnet:

$$CAE_{P,j} = \frac{AE_{Europe} - AE_{Europe}^{X_P,j}}{E_{P,j} - E_{X_P,j}} \quad (4c)$$

$CAE_{P,j}$ ... Charakterisierungsfaktor auf Basis der Akkumulierten Überschreitung von Säurebildner P (Pollutant) bzgl. Land j [ke (kMol H+)./t marginaler Emissionsänderung des Säurebildners P]

AE_{Europe} ... Gesamte europäische AE aller europäischen Emissionen (NH_3 + NO_x + SO_2) des Referenzjahres [ke Überschreitung /a]

$AE^{X_P,j}_{Europe}$ ... Gesamte europäische AE nach Reduktion des Säurebildners P im Land j um X bzgl. des Referenzjahres ausgedrückt in % oder [ke/a] bzgl. des Referenzjahres (Emissionen aller anderen Länder bleiben gleich)

$E_{P,j}$ ... Emission von Säurebildner P im Land j im Referenzjahr [t/a]

$E_{X_P,j}$ ... Emission von Säurebildner P im Land j nach der Reduktion von X [t/a]

Quelle: nach [Seppälä et al. 2006]

In den CAE fließen zwei verschiedene akkumulierte Überschreitungen ein (siehe Zähler (4c)). AE_{Europe} steht für die Summe der europäischen Überschreitungen der Critical Loads, die durch die drei berücksichtigten in die Luft emittierten Säurebildner des Jahres 2010 hervorgerufen werden. Von dieser gesamten Akkumulierten Überschreitung wird $AE_{X_PjEurope}$ subtrahiert. Dieser Term beinhaltet ebenfalls die Summe der europäischen Überschreitung der Critical Loads, allerdings wird für die Berechnung dieser zweiten AE, die Emission des Säurebildners P, z.B. SO_2, in dem bestimmten Land j um 1 kt reduziert. Der gesamte Zähler gibt somit an, inwiefern die europäischen Flächen weniger von einer Überschreitung der Critical Loads betroffen sind, wenn eine Emissionssenkung in einem Land um 1 kt gegenüber den Emissionen des Jahres 2010 (Wert des Nenners) stattfindet. Diese im Zähler enthaltenen Akkumulierten Überschreitungen beinhalten die Ausbreitung der Vorläufersubstanzen und die Deposition der Schadstoffe sowie die Sensitivität der einzelnen Ökosysteme gegenüber Versauerung.

Der Charakterisierungsfaktor der Akkumulierten Überschreitung (CAE) entspricht dem Score aus Formel (2) und enthält die Terme: chemische Umwandlung, Transportfaktor über die

vorangeschalteten Ausbreitungsrechnungen und regionale Sensitivitäten über die critical loads.

Mit dem entwickelten Charakterisierungsmodell werden Charakterisierungsfaktoren für 35 Länder und 5 Meeresregionen Europas pro ausgewählter Substanz: Stickstoffdioxid, Ammoniak und Schwefeldioxid, berechnet. Diese Substanzen gelten im Allgemeinen als Hauptverursacher der Versauerung und sich über Ausbreitungsmodelle abbildbar.

Die Grundidee der Methode von [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] besteht darin, räumlich differenzierte Faktoren für regionale Wirkungskategorien, wie z.B. Versauerung und Eutrophierung, für die Anwendung in Ökobilanzen bereitzustellen. Deshalb werden in [Seppälä et al. 2006] nur länderspezifische Faktoren aufgelistet. In [Posch et al. 2008] wird zusätzlich ein emissionsgewichteter europäischer Mittelwert genutzt; die Charakterisierungsfaktoren für die 5 Meeresregionen werden nicht mehr aufgeführt. Da derzeit Datensätze der Datenbanken und Verbände keine Detailtiefe auf Länderebene besitzen, wird in [JRC 2011] auf Charakterisierungsfaktoren basierend auf den europäischen Mittelwerten zurückgegriffen. Diese europäischen Mittelwerte repräsentieren nicht mehr die räumlich differenzierten Sensitivitäten. In der Veröffentlichung der Charakterisierungsfaktoren vom Februar 2013 [JRC 2013] sind zudem länderspezifischen Charakterisierungsfaktoren gelistet.

Hinsichtlich der Anwendung der Faktoren in Ökobilanzen wird in [Posch et al. 2008] davon abgeraten sie für nicht-europäische Emissionen anzuwenden.

Auf der Basis der CAE für SO_2 und NO_2 von [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] werden in [JRC 2011] weitere Charakterisierungsfaktoren für SO, SO_3, NO und NOx berechnet. Unter der vereinfachenden Annahme, dass AE und E in Formel (4a) und (4b) für alle Schwefel-Sauerstoff-Verbindungen (SO_2, SO und SO_3) gleich anzusetzen sind und für alle Stickstoff-Sauerstoff-Verbindungen (NO_2, NO, NOx) ebenfalls einheitliche Werte gelten, werden ausgehend von SO_2 resp. NO_2 CAE-Werte stöchiometrisch errechnet.

Die relative Bedeutung der Emissionen auf Basis der Charakterisierungsfaktoren nach [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] und denen nach [Heijungs et al. 1992] ist in Tabelle 2 dargestellt (Bezug SO_2). Die größten Abweichungen zwischen den beiden Modellen sind bei der Charakterisierung von Ammoniak festzustellen. In [Posch et al. 2008] wird der hohe Charakterisierungsfaktor von Ammoniak diskutiert: der Unterschied ist zum Teil auf

die Systemgrenzen des Modells zurückzuführen, da Ammoniak im Gegensatz zu den anderen Gasen kürzere Transportdistanzen besitzt und somit eine größere Ablagerung innerhalb Europas zu verzeichnen ist Dies hat zur Folge, dass mehr Ammoniak zur Versauerung innerhalb Europas beiträgt. In den Faktoren stecken demnach nur zum Teil neuere Erkenntnisse und genauere Umweltabbildungen; zum anderen Teil werden die Faktoren durch die modellabhängigen Grenzen bestimmt.

Tabelle 1: Charakterisierungsfaktoren der Substanzen Ammoniak und Stickstoffdioxid, normiert auf Schwefeldioxid-Äquivalente, nach [JRC 2011], [Heijungs et al. 1992] und [CML 2002]

Substanz	**Kompartiment**	**[JRC 2012] europäische Mittelwerte**		**[Heijungs et al. 1992]**	
		CAE [k-e/$t_{Emission}$]	CAE (Säurebildner)/ CAE (SO_2)	AP [kg SO_2-e/$kg_{Emission}$]	AP(Säurebildner)/ AP(SO_2)
SO2	Luft	1,31	1,00	1,00	1,00
NO2	Luft	0,74	0,56	0,70	0,70
NH3	Luft	3,02	2,30	1,88	1,88

3.4 ReCiPe 2008

Für die Wirkungskategorie Versauerung wird in [ReCiPe 2008] das Modell von [Van Zelm et al. 2007] herangezogen. In dieser Veröffentlichung mit dem Titel „Time Horizont Dependent Characterization Factors for Acidification in Life-Cycle Assessment Based on Forest Plant Species Occurrence in Europe" wird die Herangehensweise zur Berechnung von Endpoint-Charakterisierungsfaktoren beschrieben. Die Ableitung von Midpoint-Indikatoren wird in der Publikation von [Van Zelm et al. 2007] nicht explizit erwähnt. Das Charakterisierungsmodell bezieht Verteilungsmodellen (Fate-Modelle) sowie regionale Sensitivitäten ein und ist geographisch in Europa zu verorten.

In [ReCiPe 2008] werden Charakterisierungsfaktoren auf Midpoint-Ebene basierend auf der Fate-Analyse aus [Van Zelm et al. 2007] berechnet. Das Modell von [Van Zelm et al. 2007] orientiert sich an den Pufferkapazitäten der europäischen Waldgebiete. Hierfür wird als Maß die Basensättigung herangezogen. Im Charakterisierungsmodell wird die Änderung der Basensättigung aufgrund erhöhter Emissionen von Säuren/Säurebildnern berechnet.

Anders als bei [Seppälä et al. 2006] und [Poschet al. 2008] werden jeweils nur europäische Durchschnittsfaktoren für die drei Substanzen: Stickstoffdioxid, Ammoniak und Schwefeldioxid berechnet. Als Schutzziel werden terrestrische Waldökosysteme adressiert.

Die Ausbreitung der Schadstoffe vom Emissionsort bis zum Wirkort wird mit dem atmosphärischen Ausbreitungsmodell EUTREND ([Van Jaarsveld et al. 1997]) simuliert. EUTREND enthält auch die zu Grunde gelegten Jahresemissionen von 1990 bis 2010[7]. Mit Hilfe dieses Ausbreitungsmodells, welches u.a. atmosphärische Prozesse wie Verteilung der Substanzen, Advektion, Chemische Umwandlung sowie trockene und nasse Deposition abbildet, werden Schwefel und Stickstoffablagerungen für 50 x 50 km² Rasterfelder berechnet.

Für die Simulation der Änderung der Basensättigung wird das Modell SMART 2 ([Kros 2002]) genutzt. SMART 2 ist ein Modell zur Abbildung von Versauerungsprozessen sowie dem Nährstoffkreislauf und entstammt somit der Ökosystemforschung. Berücksichtigt werden die wichtigsten bodenbildenden und hydrologischen Prozesse sowie die Vegetation. Daraus

[7] Emissionen von 1990-2000 = Messwerte, Emissionen von 2000-2010 = Schätzungen (ReCiPe 2008)

werden Parameter wie z.B. der pH-Wert oder die Basensättigung, generiert. In die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren fließen Basensättigungswerte aus SMART 2 von ca. 5000 Wäldern aus dem Jahr 1995 ein.

Der Wirkungskategorie-Indikator „Terrestrisches Versauerungspotenzial (TAP)“ kann als „Akkumulierte Änderung der Basensättigung durch eine Emissionsänderung an Säurebildnern“ beschrieben werden.

Basis der Berechnung des TAP ist der Fate-Faktor berechnet nach dem Fate-Modell von [Van Zelm et al. 2007]. Der Fate-Faktor (FF_x) setzt sich aus einem atmosphärischen und einem Boden Fate-Faktor zusammen (vgl. Formel (5a)):

- Der Atmosphärische Fate-Faktor ist definiert als Änderung der Deposition von Schadstoffen an einem bestimmten Ort in Relation zur Änderung der Emissionen. Die Emissionsänderung wird auf einen Emissionsanstieg von 1% in Bezug auf die durchschnittlichen Jahresemissionen von 1990-2010 [8] festgelegt. Mittels des Ausbreitungsmodells wird nun für beide Emissionswerte berechnet, wie viel des in Europa emittierten Schadstoffes in den von EUTREND vorgegebenen Rasterfeldern (50 x 50 km) abgelagert wird.

- Der Boden Fate-Faktor nutzt die berechneten Immissionen der einzelnen Rasterfelder des EUTREND Modells und berechnet die Änderung der Basensättigung aufgrund von Änderungen in der Deposition in dem jeweiligen Rasterfeld mit Hilfe von SMART 2. Mit diesem Modell werden nur Waldökosysteme abgebildet. Diese Prozesse umfassen sowohl die chemische Umwandlung als auch die regionalen Sensitivitäten

$$FF_x = \sum_j A_j \cdot \underbrace{\frac{dDEP_j}{dM_x}}_{\text{Atmosphärischer Fate-Faktor}} \cdot \underbrace{\frac{dBS_j}{dDEP_j}}_{\text{Boden-Fate-Faktor}} \qquad (5a)$$

FF_x ... Fate Faktor der Substanz (x) [m²*a/kg]

dBS_j ... Marginale Änderung der Basensättigung in Waldregion (j) [-]

A_j ... Fläche der Waldregion (j) [m²]

dM_x ... Änderung der Emission der Substanz (x) [kg/a]

[8] Emissionen von 1990-2000 = Messwerte, Emissionen von 2000-2010 = Schätzungen

$dDEP_j$ ... Änderung der Deposition in Region j [kg/a]

Quelle: nach ReCiPe 2008

Die Einheit des Fate-Faktors (FF_x) ist die jährliche betroffene Gesamtfläche in Quadratkilometern, welche durch die Emissionen des jeweiligen Schadstoffes geschädigt wird [m²*a/kg].

Darauf aufbauend werden Terrestrische Versauerungspotentiale (TAP) für die Säurebildner SO_2, NH_3 und NO_2 berechnet. Hierfür werden die Fate-Faktoren der jeweiligen Substanzen auf die Referenzsubstanz Schwefeldioxid normiert:

$$TAP = \frac{FF_x}{FF_{SO_2}} \qquad (5b)$$

TAP_x ... Terrestrisches Versauerungspotential der Substanz (x) [kg SO_2-e/$kg_{Emission\ x}$]

FF_x ... Fate-Faktor des Säurebildners x [m²*a/$kg_{Emission\ x}$]

FF_{SO2}... Fate-Faktor von SO2 [m²*a/$_{kgEmission\ SO2}$]

Quelle: [ReCiPe 2008]

Damit ergibt sich der Charakterisierungsfaktor in der Einheit Kilogramm SO_2-Äquivalente pro Kilogramm Säurebildner [kg SO_2-e/$kg_{Emisssion\ x}$].

3.5 GPPS 2011

Im Leitfaden [GPPS 2011] wird für die Versauerung empfohlen, Modelle zu verwenden, welche regionale Sensitivitäten einbeziehen. Solange keine globalen Charakterisierungsfaktoren entwickelt werden, soll auf regionale Modelle zurückgegriffen werden:

- Europa: [ReCiPe 2008] und [EDIP 2003][9]
- Nordamerika: TRACI[10]
- Japan: LIME2[11]

Als Midpoint-Default-Methode wird [ReCiPe 2008] (siehe Kapitel 3.4) vorgeschlagen.

Erwähnt wird zudem die Methode der Akkumulierten Überschreitung von [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008], welche laut. [GPPS 2011] eine hohe wissenschaftliche Relevanz besitzt, aber zum Zeitpunkt der Publikation von [GPPS 2011] noch nicht verfügbar war.

3.6 Impact 2002+

IMPACT 2002+ unterscheidet in aquatische und terrestrische Versauerung.

Für die aquatische Versauerung werden die Faktoren aus [CML 1992] nach [Heijungs et al. 1992] für Emissionen in Luft, Wasser und Boden empfohlen.

Die terrestrische Versauerung wird basierend auf Eco-indicator 99[12] zusammen mit der terrestrischen Eutrophierung betrachtet. Die Wirkungskategorie lautet somit „Terrestrische Versauerung und Eutrophierung“. Die Midpoint-Charakterisierungsfaktoren leiten sich nicht von einem Midpoint-Modell ab, sondern werden aus den Endpoint-Faktoren von Eco-indicator 99 rückgerechnet. Das zu Grunde liegende Modell basiert auf [Bakkerand Van de Meet 1997] und nutzt das Modell SMART.

[9] EDIP = Tool for the Environmental Design of Industrial Products, Dänische Methodensammlung
[10] TRACI = Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts, Methodensammlung mit dem Fokus auf Nordamerika
[11] LIME = Life -cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling, Japanische Methodensammlung
[12] Eco.Indicator: Sammlung europäischer Endpoint-Wirkungsabschätzungsmethoden

4 Empfehlungen

- Das Umweltproblemfeld „Versauerung“ ist nach wie vor relevant und soll daher weiterhin als Wirkungskategorie einbezogen werden
- Die Wirkungskategorie soll im vorliegenden Projekt über einen Indikator auf Midpoint Ebene abgebildet werden.
- Zur Adressierung des in [UBA 1999] zugrunde gelegten Schutzguts „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ wird als Mindestanforderung das Versauerungspotential nach [Heijungs et al. 1992] empfohlen (maximales Versauerungspotenzial) und somit keine Änderung des Charakterisierungsmodells gegenüber der Vorgehensweise in [UBA 1995], [UBA 1999] und [UBA 2000].
- Ergänzend zu [UBA 1995, UBA 2000] wird empfohlen neben Emissionen in die Luft auch Emissionen ins Wasser und in den Boden zu berücksichtigen. Hier wird dem Ansatz in [CML 2013] gefolgt. Somit wird jeder Emission ein Schadpotenzial zugewiesen.
- Das Charakterisierungsmodell von Heijungs entspricht einer worst case Betrachtung, was zu einer Überschätzung führen kann. Dennoch halten die Auftragnehmer diesen Ansatz für gerechtfertigt, da
  - die in Praxisökobilanzen üblicherweise verfügbaren Sachbilanzdaten globaler Lieferketten, insbesondere bei aggregierten Datensätzen, für eine differenziertere Abschätzung lokaler/regionaler Wirkungen nicht die erforderliche Transparenz besitzen und
  - die regional unabhängigen Charakterisierungsfaktoren in Ökobilanzen mit Emissionen aus globalen Prozessketten eingesetzt werden können.
  - dem Blickwinkel des Vorsorgeprinzips eine Überschätzung, welche potentielle Umweltschäden aufzeigen kann, vorteilhafter ist als eine Unterschätzung.

  Mögliche durch die Verwendung des maximalen Versauerungspotentials bedingte Überschätzungen von potentiellen Umweltwirkungen und sollen in der Auswertung transparent diskutiert werden.
- Das Charakterisierungsmodell von [Seppälä et al. 2006] erweitert von [Posch et al. 2008], (vgl. Kapitel 3.3) kann in Forschungsprojekten ein interessanter Ansatz sein, wenn die Fragestellung regionalspezifische Belastungen bzw. Reduktionsoptionen in Europa umfasst. Hinsichtlich der Anwendung der Faktoren in Ökobilanzen wird in [Posch et al. 2008] davon abgeraten sie für nicht-europäische Emissionen anzuwenden. In

attributiven Praxisökobilanzen mit weltweiten Lieferketten sehen die Auftragnehmer keinen Zusatznutzen in der standardmäßigen Verwendung dieses Charakterisierungsmodells.

- Das Emissionsmuster der Emissionen, aus denen die Charakterisierungsfaktoren abgeleitet sind, stimmt nicht mit dem Emissionsmuster einzelner Produktsysteme überein. Dies gilt sowohl für die Länderfaktoren als auch für den europäischen Durchschnittswert. Analysen unter Einbezug standortspezifischer Faktoren führen nicht unbedingt zu einer genaueren Erfassung der Produktsysteme (vgl. Anhang IV und V). Deshalb raten die Auftragnehmer im Allgemeinen davon ab, Analysen nach [Posch et al. 2008] unter Einbezug länderspezifischer Charakterisierungsfaktoren standardmäßig für Produktvergleiche heranzuziehen. Insbesondere, wenn die bilanzierten Produkte unterschiedliche Emissionsmuster aufweisen.
- Bei differenzierter Kenntnis der Emissionsbedingungen kann eine Analyse nach [Seppälä et al. 2006] und [Posch et al. 2008] dennoch zusätzliche Erkenntnisse bringen; sofern die für diese Wirkungskategorie relevanten Emissionen innerhalb Europas emittiert werden und gemäß Ziel und Untersuchungsrahmen eine zusätzliche Analyse erforderlich ist: Liegen differenzierte, belastbare Daten zu Emissionen von Säuren/Säurebildnern vor, die geographisch eindeutig in Europa zu verorten sind und die einen relevanten Beitrag zum Versauerungspotenzial haben, kann eine Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] unter Verwendung der emissionsgewichteten Europäischen Mittelwerte der Charakterisierungsfaktoren durchgeführt werden.
- Zur Beurteilung der Ergebnisse dieses Charakterisierungsmodells mit denen nach [Heijungs et al. 1992] ermittelten Werte müssen die unterschiedlichen Einheiten berücksichtigt werden.
- Länderspezifische Charakterisierungsfaktoren, die aufgrund von Ausbreitungsrechnungen ermittelt werden, sind erheblich von den im Modell hinterlegten Annahmen abhängig. Der Ergebnisvergleich zweier Produktsysteme, die in zwei unterschiedlichen Ländern hergestellt werden, wäre evtl. stark durch die unterschiedlichen Charakterisierungsfaktoren geprägt. Daher sind in einer möglichen Sensitivitätsanalyse die Europäischen Mittelwerte zugrunde zu legen.

- In der Methode von [ReCiPe 2008] basierend auf [Van Zelm et al. 2007] werden entsprechend des Schutzziels terrestrische Waldökosysteme in Europa adressiert. Für eine mögliche Sensitivitätsanalyse unter Berücksichtigung regionaler Kenntnis von Emissionen empfehlen die Auftragnehmer daher die Methode von [Posch et al. 2008].
- In jüngerer Zeit wird im Zusammenhang mit dem Klimawandel auch eine zunehmende Versauerung der Meere diskutiert. Dabei spielt die ansteigende CO2-Konzentration in der Atmosphäre eine wesentliche Rolle, aber auch luftseitigen Emissionen von Hochseetransporten werden zu einem relevanten Anteil nicht auf terrestrischen oder limnischen Flächen, sondern auf dem Meer abgelagert und tragen dort zur Versauerung bei. Die genaue Bestimmung der Anteile „Deposition auf küstennahem Festland“/ „Deposition auf dem Meer“ ist i.d.R. nicht möglich. Falls Hochseetransporte in der jeweiligen Ökobilanz eine wesentliche Rolle spielen, wird zur Optimierung der Transparenz empfohlen, eine Sektoralauswertung differenziert nach Emissionen aus Hochseetransporten und restlichen Emittenten vorzunehmen.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung von Wirkungsabschätzungsergebnissen bilden die in Sachbilanzen zusammengestellten Daten zu Emissionen in Luft, Wasser und Boden. In Praxisökobilanzen wird meistens auf Datensätze aus Datenbanken zurückgegriffen. Bei der Handhabung dieser Daten ist die wichtigste Anforderung in der Sachbilanz die kritische Analyse der Datenqualität und Datensymmetrie, sowohl in den verwendeten modularen Datensätzen innerhalb eines Lebensweges als auch beim Vergleich der Datensätze unterschiedlicher Produktsysteme.

Zur Analyse der Relevanz einer Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] müssen die Daten bezüglich der Emissionsorte gegliedert nach „innereuropäische Emissionen“/ “außereuropäische Emissionen“ analysiert und eine begründete Schätzung abgeleitet werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Verwendung von Europäischen Datensätzen aus Datenbanken als Proxys für nicht vorhandene Datensätze aus außereuropäischen Regionen nicht als Europäische Emissionen im Sinne der Sensitivitätsanalyse anzusehen sind.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Versauerung

Wirkungskategorie-Indikator: AP: Versauerungspotential (Acidification Potential) [kg SO_2-e/fE]
(maximales Protonenbildungspotential)

Charakterisierungsfaktor: AP_i [kg SO_2-e/$kg_{Emission\ i}$]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Schutzziel ist die Verhinderung der fortschreitenden Versauerung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Betrachtet wird das maximale Versauerungspotential.
- Es werden Emissionen in Luft, Wasser und Boden berücksichtigt.
- Der Wirkungsindikator ist das maximale Protonenbildungspotential bzw. Versauerungspotential normiert auf [kg SO_2-e/$kg_{Emission\ i}$]
- Einordnung der zu berücksichtigenden Substanzen vor dem Hintergrund der geographischen und zeitlichen Systemgrenze

Sachbilanz:

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf Vollständigkeit, Symmetrie
- Ermittlung der Daten nach Emissionspfad (Luft, Wasser, Boden)
- Ermittlung des Anteils an Säurebildnern aus Hochseetransporten
- Zur Ableitung der Relevanz einer möglichen Sensitivitätsanalyse: Analyse (ggf. begründete Schätzung) der Emissionsorte nach „innereuropäische Emissionen“/“außereuropäische“ Emissionen

- Verwendung europäischer Datensätzen aus Datenbanken als Proxys für nicht vorhandene Datensätze aus außereuropäischen Regionen: Emissionen sind nicht als europäische Emissionen im Sinne der Sensitivitätsanalyse anzusehen.
- Globalen Vorketten in europäischen Datensätzen: Emissionen sind nicht als europäische Emissionen im Sinne der Sensitivitätsanalyse anzusehen.

Wirkungsabschätzung:

- Berechnung des maximalen Versauerungspotentials (AP) nach [Heijungs et al. 1992]: AP [kg SO2-e/$kg_{Emission\ i}$] (Charakterisierungsfaktoren gemäß Anhang II)
- Wenn Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008]: Charakterisierungsfaktor: CAE [mol H^+/kg Emission x]

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoralanalyse
  - nach Lebenswegabschnitten
  - nach Emissionspfad (Luft, Wasser, Boden): Kritische Reflexion der Relevanz.
  - Anteil Emissionen in die Luft aufgrund von Hochseetransporten am AP: Kritische Reflexion der Relevanz.
  - „innereuropäische Emissionen“/“außereuropäische Emissionen“ (wenn Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] durchgeführt wird)
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Diskussion der Sensitivitätsanalyse nach [Posch et al. 2008] hinsichtlich länderspezifischer Unsicherheiten und mögliche Unterschätzung der Potentiale.

“

7 Literatur

[Bakker and Van de Meet 1997] Bakker, J. en van de Meent, D: Receptuur voor de berekening van de Indicator Effecten Toxische Stoffen (Itox), RIVM rapportnr. 60750400, RIVM Bilthoven, 1997

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[CML 2013] CML-IA database (contains characterisation factors for life cycle impact assessment (LCIA) for all baseline characterisation methods mentioned in [CML 2002]). "Letztes Update: April 2013", http://www.leidenuniv.nl

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[Hauschild & Wenzel 1998] Hauschild, M.; Wenzel, H.: Environmental Assessment of Products: Volume 2: Scientific background. Chapman & Hall, London, 1998

[Heijungs et al. 1992] Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lamkreijer, R. M.; Udo de Haes, H. A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A. M. M.; Eggels, P. G.; van Duin, R.; de Goede, H. P.: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2) October 1992, prepared by CML, TNO and B&G, Leiden. English Version 1993.

[Hettelingh et al. 2007] Hettelingh, J.-P.; Posch, M.; Slootweg, J.; Reinds, G.J.; Spranger, T.; Tarrason, L.: Critical loads and dynamic modelling to assess European areas at risk of acidification and eutrophication. Water Air Soil Pollut: Focus 7:379 – 384, 2007

[Huijbregts 1999] Huijbregts, M.: Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. Interfaculty Derpartment of Enveronmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam. 1999

[IFEU 2010] Krüger, M., Theis, S., Kunze, S., Detzel, A.: Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier. Im Auftraggeber des europäischen Verbands der Dosenhersteller BCME (Beverage Can Makers Europe), Brüssel. IFEU-Heidelberg, April 2010

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IPCC 2013] Stocker,T.F.; Qin,D.; Plattner,D.-K.; Tignor,M.; Allen,S.K.; Boschung,J.; Nauels,A.; Xia,Y.; Bex,V.; Midgley,P.M. (eds.): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2012): Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information.

[JRC 2013] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2013): Excel-Tabelle - Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Final, v. 1.0.3, 01 Mar 2012

[Klöpffer et al. 2001] Klöpffer, W.; Potting, J. (eds.); Seppälä, J.; Risbey, J.; Meilinger, S.; Norris, G.; Lindfors, L.-G.; Goedkoop, M.: Best available practice in life cycle assessment of climate change, stratospheric ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification, and eutropiphication. Backgrounds on specific impact categories. RIVM report 550015003/2001 Bilthoven, NL. Download: http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten /550015003.pdf

[Kros et al. 1995] Kros, J., Reinds, G.J., De Vries, W., Latour, J.B. and Bollen, M.J.S.: Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Alterra Report 1995. 90 pp. Wageningen, 1995

[Kros 2002] Kros, J.: Evaluation of Biogeochemical Models at Local and Regional Scale. Ph.D. thesis. Wageningen University, Wageningen. 2002

[Nagel & Gregor 1999] Nagel, H. D.; Gregor, H.-D.: Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin, 1999

[Posch et al. 2008] Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O. (2008): The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment (13) pp.477–486.

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact

assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[RIVM 2003] Velders, G.J.M.; de Waal, E.S.; van Jaarsveld, J.A.; de Ruiter J.F.: The RIVM-MNP contribution to the evaluation of the EMEP Unified (Eulerian) model, RIVM report 500037002 / 2003

[Seppälä et al. 2006] Seppälä, J.; Posch, M.; Johansson, M.; Hettelingh, J.-P.: Country-dependent characterization factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. Int. J. LCA 11 (6), 403–416, 2006.

[Tarrason et al. 2006] Tarrason, L.; Fagerli, H.; Klein, H.; Simpson, D.; Benedictow, A.C.; Vestreng, V.; Riegler, E.; Emberson, L.; Posch, M.; Spranger, T.: Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe from 1990 to 2004 in support for the review of the Gothenburg protocol. EMEP Report 1/2006, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, 2006 (verfügbar unter http://www.emep.int)

[UBA 1995] Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkungsbilanz und Bewertung. UBA Texte 23/95.

[UBA 1999] Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ’99. UBA Texte 92/99, Berlin

[UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.

[UBA 2011] Builtjes, P.; Hendriks, E.; Koenen, M.; Schaap, M.; Banzhaf, S.; Kerschbaumer, A. ; Gauger, T.; Nagel, H.-D.; Scheuschner, T.; Schlutow, A.: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland, Zusammenfassender Abschlussbericht. Version 2011. UBA Texte 38/2011, Dessau-Roßlau.

[Van Jaarsveld 1995] Van Jaarsveld JA: Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, 1995.

[Van Jaarsveld et al. 1997] Van Jaarsveld JA, Van Pul WAJ, De Leeuw FAAM: Modelling transport and deposition of persistent organic pollutants in the European region. Atmospheric Environment 7, 1011-1024, 1997.

[Van Zelm et al. 2007] Van Zelm R., Huijbregts M.A.J., Van Jaarsveld H.A., Reinds G.J., De Zwart D., Struijs J., Van de Meent D. (2007a). Time horizon dependent characterisation factors for acidification in life-cycle impact assessment based on the disappeared fraction of plant species in European forests. Environmental Science and Technology 41(3): 922-927.

Anhang I: Gegenüberstellung der Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Methoden

Substanz	Kompartiment	Charakterisierungsfaktoren				
		[Heijungs et al. 1992] [kg SO_2-e/kg]	[CML 2002] [kg SO_2-e in der Schweiz/kg]	[JRC 2012] europäische Mittelwerte [mol H^+/kg]	[ReCiPe 2008] [kg SO_2-e/kg]	[IMPACT 2002+] (Aquatisch) [kg SO_2-e /kg]
Ammoniak	Luft	1,88	1,60	3,02	2,45	1,88
Chlorwasserstoff	Luft/Wasser/Boden	0,88	-	-	-	0,88
Fluorwasserstoff	Luft/Wasser/Boden	1,60	-	-	-	1,60
Phosphorsäure	Luft/Wasser/Boden	0,98*	-	-	-	0,98
Salpetersäure	Luft/Wasser/Boden	0,51*	-	-	-	0,51
Schwefeldioxid	Luft	1,00	1,20	1,31	1	1
Schwefelsäure	Luft/Wasser/Boden	0,65*	-	-	-	0,65
Schwefeltrioxid	Luft	0,80*	-	1,05	-	0,8
Schwefelwasserstoff		1,88*	-	-	-	1,88
Stickoxide	Luft	0,70	0,50	-	0,56	0,70
Stickstoffdioxid	Luft	0,70	0,50	0,74	0,56	0,70
Stickstoffmonoxid	Luft	1,07	0,76	1,31	-	1,07
TRS (Total reduced Sulfur), als S	Luft/Wasser/Boden	2,00**	-	-	-	-

* Faktoren wurden von [Hauschild & Wenzel 1998] nach der Methode von [Heijungs et al 1992] berechnet und ergänzt

** Faktor wurde von [UBA 1995] nach der Methode von [Heijungs et al 1992] berechnet und ergänzt

Anhang II: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren (nach CML 2013)

Substanz	Kompartiment	Charakterisierungsfaktoren [CML 2013] + [kg SO_2 e/kg]
Ammoniak	Luft	1,88
Chlorwasserstoff	Luft/Wasser/Boden	0,88
Fluorwasserstoff	Luft/Wasser/Boden	1,6
Phosphorsäure	Luft/Wasser/Boden	0,98
Salpetersäure	Luft/Wasser/Boden	0,51
Schwefeldioxid	Luft	1
Schwefelsäure	Luft/Wasser/Boden	0,65
Schwefeltrioxid	Luft	0,8
Schwefelwasserstoff	Luft/Wasser/Boden	1,88
Stickoxide	Luft	0,7
Stickstoffdioxid	Luft	0,7
Stickstoffmonoxid	Luft	1,07
TRS (Total reduced Sulfur), als S*	Luft/Wasser/Boden	2

* Ergänzend nach [UBA 1995]

“

Anhang III: Anwendung von Critical Loads im Indikator

Critical Loads spielen bei den im Unterkapitel 2.2 erläuterten Ansätzen eine entscheidende Rolle. In [UBA 2011] werden die Critical Loads wie folgt definiert: „Unter dem Begriff Critical Loads sind naturwissenschaftlich begründete Belastungsgrenzen zu verstehen, die für die Wirkung von Luftschadstoffen auf unsere Umwelt ermittelt werden."

In [UBA 2011] wird der Zweck der Critical Loads wie folgt erläutert: „Die europaweite Kartierung von Critical Loads und Levels […] heute als eine wichtige fachliche Grundlage für Protokollverhandlungen zur Begrenzung der Schadstoffemissionen anerkannt [ist]. […] 27 Länder sind derzeit an dem Kartierungsprogramm beteiligt. Im Ergebnis entstehen Datensätze und Karten der Empfindlichkeit der ausgewählten Rezeptoren gegenüber dem Eintrag von Luftschadstoffen auf nationaler wie auf europäischer Ebene. Aus dem Vergleich dieser maximal zulässigen Einträge, der Critical Loads, mit den aktuell gemessenen oder modellierten Schadstofffrachten kann die Einhaltung bzw. Überschreitung der ökologischen Belastungsgrenzen ermittelt werden. […] Daraus lassen sich dann länderspezifische Erfordernisse zur Luftreinhaltung ableiten, so unter anderem die Emissionsobergrenzen der NEC-Richtlinie und die Festlegungen der Protokolle zur CLRTAP."

Die Charakterisierungsfaktoren der Methoden von [Huijbregts 1999], [Seppälä et al. 2006] & [Posch et al. 2008] basieren demnach auf nicht explizit für Ökobilanzen erhobenen bzw. entwickelten Daten.

Für die Ermittlung der Überschreitungen in dem unter 3.2 beschriebenen Charakterisierungsmodell von [Huijbregts 1999] ist es erforderlich die Critical Loads, welche für die in Corine Landcover (CLC)[13] definierten Landnutzungskategorien vorliegen, auf die in EMEP ermittelten Rasterfelder zusammenzufassen, da das zu dieser Zeit verwendete Ausbreitungsmodell EMEP nur für die einzelnen Rasterfelder Depositionswerte ermitteln kann. Hierfür wird das 5. Perzentil der Critical Loads für jedes Rasterfeld bestimmt.[14] Das bedeutet, dass 95% der in dem Rasterfeld befindlichen Ökosystemflächen erfasst werden. Diese Festlegung führt zusammen mit den modellbedingten Unsicherheiten der Depositionsraten zu einer systematischen Unterschätzung des Überschreitungspotentials. In [Nagel und Gregor 1999] wird dieser Sachverhalt kritisch diskutiert: Als ein Beispiel wird

13 „Das europaweite Projekt CORINE Land Cover (CLC) hat die Bereitstellung von einheitlichen und damit vergleichbaren Daten der Bodenbedeckung für Europa zum Ziel." (http://www.corine.dfd.dlr.de/intro_de.html)

14 „The maps show for every EMEP grid cell the 5th percentile of the critical load for acidification" [Hettelingh et al. 2007]

angeführt, dass „in vielen gegenüber sauren Depositionen besonders empfindlichen Regionen (z.B. Hochlagen der Mittelgebirge) […] sich gleichzeitig besonders hohe Depositionsraten [finden]. […] Da EMEP-Depositionswerte nur in wesentlich gröberem Maßstab vorliegen als die variable Landnutzung, ergibt sich eine systematische Unterschätzung der Deposition in diese besonders empfindlichen Gebiete.“

Dies bedeutet, dass besonders empfindliche Gebiete, wie z.B. Hochmoore in den Charakterisierungsfaktoren möglicherweise keine Berücksichtigung finden, obwohl gerade diese mit dem Einbezug regionaler Sensitivitäten adressiert werden sollten.

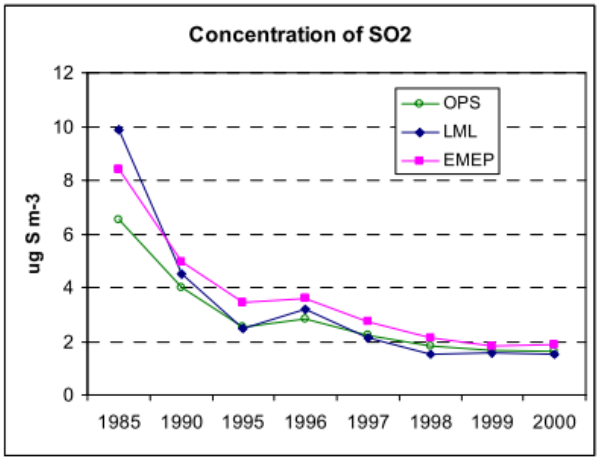
Eine weitere Interessante Information aus [Nagel und Gregor 1999] ist, dass „erste Untersuchungen […] für Deutschland eine systematische Unterschätzung der Überschreitung CLmax (S) um 60% [ergaben], wenn die Überschreitung auf EMEP-Depositionswerten basiert.“

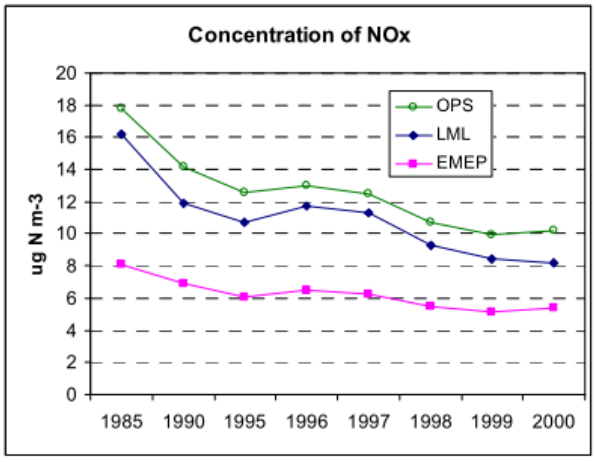
In den letzten Jahren wurde das EMEP-Modell weiterentwickelt, so dass nun Depositionen nicht nur pro Rasterzelle, sondern auch für die in Corine Landcover definierten Landnutzungskategorien berechnet werden können. Mit dieser Neuerung kann auf eine Zusammenfassung der Critical Loads verzichtet werden. [Posch et al. 2008] greift auf dieses neue EMEP-Modell von [Tarrason L.et al. 2006] zurück. Somit reduzieren sich die Critical Load-bedingten Unsicherheiten gegenüber der Methode von [Huijbregts 1999]. Allerdings verbleibt die mögliche Unterschätzung durch die relativ grobe Bestimmung der Critical Loads auf Ebene der Landnutzungskategorien.

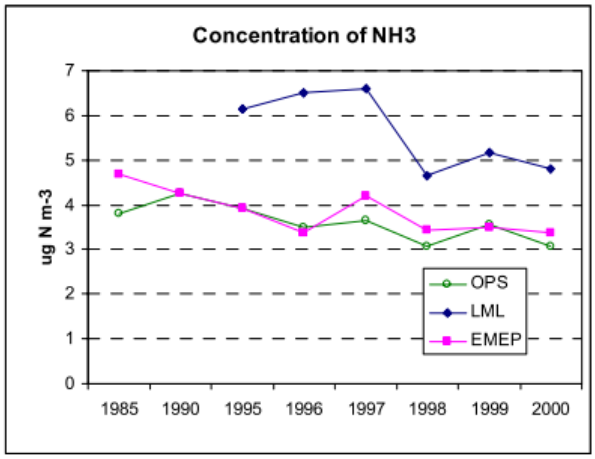
Eine systematische Unterschätzung würde sich in den „only above threshold“ Charakterisierungs-faktoren gravierender auswirken, da hier die Critical Loads eine entscheidende Rolle für den Einbezug der Immissionen spielen. Beim „above and below threshold“ Ansatz ist die Critical Load hingegen nur ein Wichtungsmaß der Schädlichkeit gegenüber der regionalen Sensitivität und kein Abschneidekriterium.

“

Anhang IV: Vergleich der Konzentrationen von SO2, NOx und NH3 in den Niederlanden für EMEP[15], das OPS[16]-Modell und LML[17] Messungen (Quelle: [RIVM 2003])

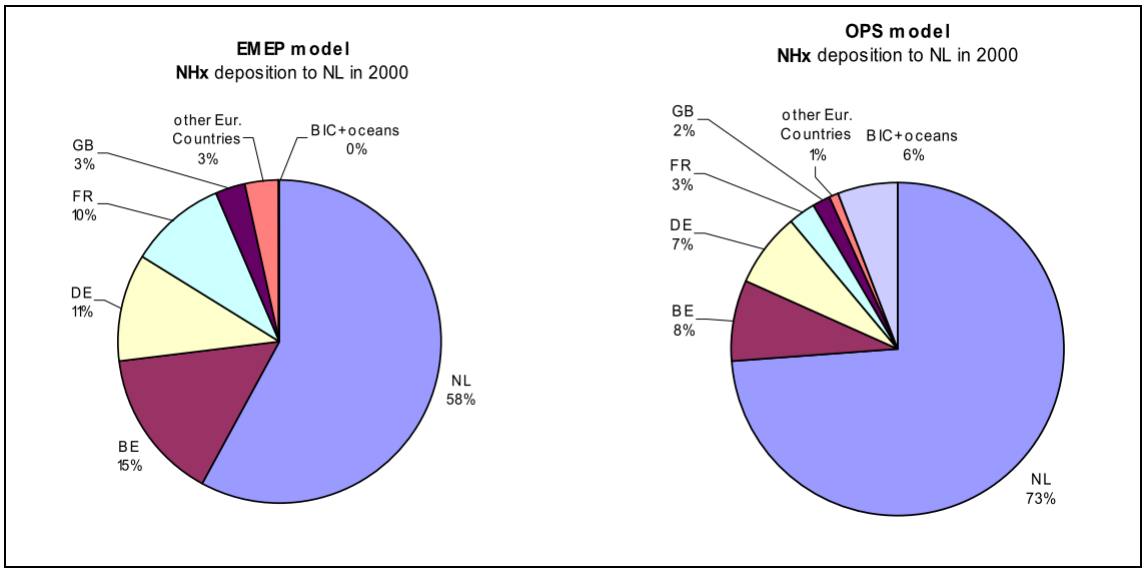


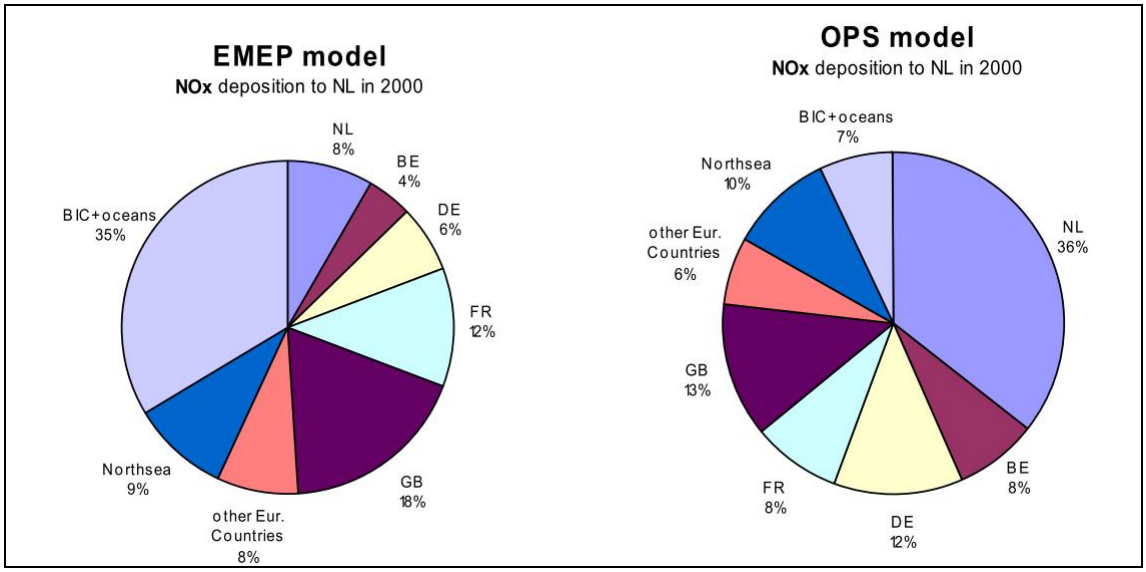




[15] European Monitoring and Evaluation Programme (Verwendung in Rains)
[16] Operational Priority Substance Model (Nachfolger von TREND)
[17] Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (Nationales Netzwerk für Luftqualität -Niederlande)

Anhang V: Beitrag verschiedene Länder zum Eintrag von NOx und NHx in die Niederlande nach EMEP[18] und dem OPS[19]-Modell (Quelle: [RIVM 2003])





[18] European Monitoring and Evaluation Programme (Verwendung in Rains)
[19] Operational Priority Substance Model (Nachfolger von TREND)

Anhang 9

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Human- und Ökotoxizität

Inhalt

Anhang 9 ..... *1*

Ableitung der Empfehlungen zum Thema: *1*

Human- und Ökotoxizität *1*

Abkürzungsverzeichnis *3*

1. Das Umweltproblemfeld *3*

2. Struktur des erforderlichen Indikators *6*

3. Umsetzung in den ausgewählten Referenzen *7*

3.1. UBA (1995) + Aktualisierungen **9**

3.1.1. Humantoxizität 9

3.1.2. Ökotoxizität 9

3.2. CML 2002 ..... **10**

3.2.1. Humantoxizität 10

3.2.2. Ökotoxizität 10

3.3 JRC 2011 - USEtox **11**

3.3.1 Humantoxizität 13

3.3.2 Ökotoxizität 17

3.4 ReCiPe 2008 ..... **20**

3.4.1 Humantoxizität 20

3.4.2 Ökotoxizität 20

3.5 GPPS 2011 ..... **20**

3.6 Impact 2002+ **20**

3.6.1 Humantoxizität 21

3.6.2 Ökotoxizität 21

4. Empfehlungen *21*

5. Datenanforderungen in der Sachbilanz ***23***

6. Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden ***24***

7. Literatur ***26***

Anhang: Multi-Media-Modelle ***30***

Abkürzungsverzeichnis

ADI	Acceptable Daily Intake
LOEL	Low Observed Effect Level
NOEC	No Observed Effect Concentration
NOEL	No Observed Effect Level
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration

1. Das Umweltproblemfeld

Die Toxizitätskategorien sind stoffbezogene output-orientierte Kategorien, die allerdings nicht über einen klassischen Midpoint Indikator abgebildet werden können. Midpoint Indikatoren bilden im Idealfall die primäre Wirkung ab und sind ein Sammelindikator für eine Gruppe von Substanzen, die eine einzige naturwissenschaftlich ableitbare Wirkung haben: So fasst Versauerung (Acidification Potential, AP) alle Substanzen zusammen, die zusammen mit Wasser Protonen freisetzen; im Fall des GWP (Global Warming Potential) liegt ein physikalisch-chemisches Charakterisierungsmodell auf Basis der molekularen Absorption von IR-Strahlung zu Grunde.

Der Wirkort im Fall des GWP ist die Troposphäre. Das erlaubt die Vereinfachung anzunehmen, dass die im Lebensweg eines Produktes emittierten Substanzen mit GWP unabhängig vom Emissionsort in einem einzigen Kompartiment wirken. Lokale/regionale Einwirkmengen von Substanzen spielen in dem Fall keine Rolle.

Im Falle der Versauerung liegt die Sachlage anders: Die pH-Wert Änderung aufgrund der Emission versauernder Substanzen ist i.d.R. ein lokales/regionales Problem[1]. Da die Immissionen, also die Konzentrationen der versauernden Substanzen an definierten Wirkorten, aus der Sachbilanz i.d.R. ebenso wenig bekannt sind wie die Pufferkapazität des Bodens am Wirkort , kann auch in diesem einfachen Fall die pH-Wert Reduzierung an einem bestimmten Ort nicht exakt berechnet werden. Mit dem Charakterisierungsmodell werden also keine Wirkungen (das wäre die quantifizierte pH-Wert Reduzierung an einem definierten Wirkort) abgebildet sondern Wirkungspotenziale, also die Quantifizierung von freigesetzten Protonen, die das Potenzial haben an einem Wirkort die pH-Wert zu senken.

---

1 Eine Ausnahme bildet die derzeit bereits zu beobachtende pH-Wert Reduzierung der Ozeane aufgrund des ansteigenden CO_2-Gehalts in der Troposphäre und der damit zusammenhängenden Gleichgewichtsveränderung des Carbonatsystems im Wasser.

Mittels Modellen wird in der Umweltchemieforschung versucht, das Schicksal (fate) von emittierten Stoffen in der Umwelt abzuschätzen. Hierzu werden sowohl stoffliche Kenndaten zu Mobilität und Persistenz benötigt als auch Annahmen zu meteorologischen und hydrodynamischen Bedingungen im betrachteten Verteilungskompartiment. Sind der Ort einer Emission und die meteorologischen und oder hydrodynamischen Bedingungen an diesem Ort zu einer definierten Zeit bekannt, lassen sich relativ belastbare Ausbreitungsrechnungen zur Abschätzung von Immissionen im Umfeld der Emission anstellen. Ein Beispiel für derartige Immissionsprognosen sind die Ausbreitungsrechnungen nach BImSchG.

Bei der Anwendung von Fate-Modellen in Ökobilanzen ist man mit folgenden Unsicherheiten konfrontiert: Der Emissionsort ist i.d.R. nicht lokal zuzuordnen. Daher müssen zur Verteilungsmodellierung erhebliche Vereinfachungen der zu betrachtenden Umweltkompartimente und den meteorologischen/hydrodynamischen Bedingungen getroffen werden. Die aus einem solchen Fate-Modell errechneten Konzentrationen (bzw. Massen in einem definierten Kompartiment) sind also keinesfalls so zu verstehen, dass es sich um stofflich messbare Konzentrationen an einem definierten Wirkort handelt. Es werden virtuelle Konzentrationen, eher Konzentrationspotenziale, berechnet. Im Fall der Versauerung würde also eine aus der Struktur von Molekülen naturwissenschaftlich ableitbare Freisetzung von Protonen nach deren Reaktion mit Wasser (primäre Wirkung) kombiniert werden mit einer modellierten virtuellen Konzentration. Das Fate-Modell hat im Falle der Versauerung keinerlei Einfluss auf die naturwissenschaftlich abgeleitete primäre Wirkung. Der Erkenntnisgewinn unter Einbeziehung der Fate-Modellierung liegt darin, Stoffe aufgrund ihrer molekularen Eigenschaften bezüglich Mobilität und Persistenz zu ordnen.

Handelt es sich bei dem Wirkort um ein Gewässer kann die virtuelle Konzentration aus der Kompartiment-Modellierung direkt weiter verwendet werden. Handelt es sich beim Wirkort um den menschlichen Körper, können weitere Kalkulationen zu Expositionsbedingungen (z.B. Atemvolumen, Wasseraufnahme, Warenkorb) in die Modellierung einbezogen werden. Somit wird eine virtuelle Aufnahmemenge berechnet.

Zur Bildung eines Midpoint-Charakterisierungfaktors unter Berücksichtigung von Fate-Modellen werden also zwei Informationen zusammengeführt:

- Ein naturwissenschaftliches Modell zur Ableitung der primären Wirkung von Stoffen mittels eines Sammelindikators und
- eine virtuellen Konzentration am Wirkort, die abhängig ist von molekular begründeter Mobilität und Persistenz der Substanzen sowie Annahmen zur Kompartimentierung der berücksichtigten Umweltmedien, zu meteorologischen und zu hydrodynamischen

Parametern, die einen Einfluss auf die Durchmischung der im Fate-Modell definierten Kompartimente haben.

Im Fall der Toxizität ist Komplexität noch größer als im Fall der Versauerung, da die Bildung eines Sammelindikators für die primäre Wirkung, (im Fall der Versauerung die Protonenfreisetzung) nicht möglich ist: Den Wirkungen unterschiedlicher Substanzen auf die Schutzgüter Mensch und Ökosysteme liegt kein einheitlicher Wirkungsmechanismus zu Grunde. Zudem ist auch in diesem Fall die Exposition eine entscheidende Variable für das Auftreten einer Wirkung (Grenzwertkonzept für Stoffe mit Wirkungsschwelle; unit risk[2] bzw. virtuell sichere Dosis[3] für Stoffe ohne Wirkungsschwelle). Ein Charakterisierungsmodell muss diese Tatsachen berücksichtigen.

Die Anwendung dieser Wirkungskategorie in der Ökobilanz ist also mit zwei Problemen konfrontiert:

- Wenn ein Sammelindikator für alle emittierten Stoffe gebildet werden soll, müssen die unterschiedlichen Wirkungen in ein Bezugssystem eingeordnet werden, das möglichst nah an den Stoffeigenschaften anknüpft.
- Aus der Sachbilanz sind i.d.R. keine Immissionen bekannt, also keine Expositionen an definierten Einwirkorten von emittierten Substanzen erhältlich. Selbst bei modularer Betrachtung werden im besten Fall Emissionen und nicht Immissionen dokumentiert. Ein Fate-Modell kann diese Lücke nicht schließen, da virtuelle Konzentrationen errechnet werden.

Die Charakterisierung von Stoffen in Bezug auf ihre toxische Wirkung auf definierte Organismen oder Ökosysteme unter Berücksichtigung differenzierter Daten zu Exposition und Wirkung ist Gegenstand der toxikologischen Risikoanalyse [Risikokommission 2003]. Da differenzierte Daten zur Exposition in einer Ökobilanz nicht ermittelt werden und die Fate-Modelle virtuelle Konzentrationen errechnen, ist der Anspruch in der Wirkungsabschätzung über einen Indikator toxikologische Risiken abzubilden nicht einlösbar[4].

Diese grundsätzlichen Überlegungen gelten sowohl für Human- als auch für Ökotoxizität. Dabei sind die möglichen Variablen im Fall der Ökotoxizität deutlich größer, da nicht nur

---

2 unit risk: Geschätztes zusätzliches Krebsrisiko eines Menschen nach konstanter lebenslanger Exposition gegenüber einer Konzentration von 1 µg Schadstoff pro m³ Luft oder 1 µg pro L Trinkwasser.

3 Virtuell sichere Dosis (VSD): Unter Verwendung des unit risk wird die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Krebsfalles berechnet. Als virtuell sichere Dosis wird eine Dosis bezeichnet, die mit einem zusätzlichen Lebenszeitrisiko von < 1:1 Million verknüpft ist.

4 In Forschungsprojekten kann der Aufwand die Methodik „Ökobilanz“ zu einzelnen Fragen durch die Methodik der „toxikologische Risikoanalyse“ zu ergänzen sehr nützlich sein. Beispiel: Analytisch quantifizierte Emissionen aus einem definierten Prozess an einem definierten Ort werden in Bezug auf differenziert definierte Schutzgüter gesondert untersucht.

unterschiedliche Spezies betrachtet werden müssen, sondern auch das Wirkungsgefüge biotischer und abiotischer Einflussfaktoren.

Endpoint Indikatoren (auch Damage-Indicator genannt) adressieren das Schutzgut. Der Indikator ist also nicht wie im Fall des Midpoint Indiktors möglichst nah an die primäre Wirkung geknüpft. Die Definition des Schutzgutes ist entscheidend für die Auswahl eines Endpoint-Indikators. Im Fall der Ökotoxizität kann beispielsweise angestrebt werden, den Einfluss auf die Veränderung der Biodiversität quantitativ abzubilden (z.B. Potentially Disappeared Fraction of Species - PDF). Im Fall der Humantoxizität kann die Quantifizierung verlorener Lebensjahre (Disability Adjusted lost Life Years – DALYs) angestrebt werden. Die Endpoint-Indikator-Modellierungen werden meistens auf Basis von Midpoint-Indiktor-Modellierungen durchgeführt. Zusätzlich zu den Unsicherheiten der Enpoint-Modellierung finden sich somit auch alle Unsicherheiten der Midpoint-Modellierung auf Endpoint Ebene wieder. Enpoint-Indikatoren werden im Rahmen dieses Projektes nicht berücksichtigt.

2. Struktur des erforderlichen Indikators

Derzeit favorisierte Methoden greifen zurück auf eine von der Arbeitsgruppe „Impact Assessment of Human and Ecotoxicity in Life Cycle assessment der SETAC-Europe [Jolliet et al. 1996] vorgeschlagene allgemeine Formel zur Behandlung der Toxizität (gilt für Human- und Ökotoxizität gleichermaßen).:

$S_i^{nm} = F_i^{nm} \times E_i^{m} \times M_i^{n}$

F: Fate Faktor (Verteilung und Abbau)

E: Effektfaktor

M: Masse (Fracht pro funktionelle Einheit)

Links steht das Ergebnis (S: score) für eine Substanz i im Kompartiment m, wobei die ursprüngliche Emission in das Kompartiment n erfolgte. Ist n=m ist die Verteilungsmodellierung vereinfacht. $F_i^{nm} \times E_i^{m}$ repräsentiert den Charakterisierungsfaktor. Die Ausgestaltung dieser allgemeinen Überlegung erfordert die Quantifizierung von Fate- und Effektfaktor:

- Fate Faktor: Es werden Multimedia-Modelle verwendet, die auf der Basis bekannter Stoffeigenschaften zu Mobilität und Persistenz sowie von Annahmen zur Kompartimentierung (d.h. zu welchen Anteilen reichert sich der Stoff in einem

bestimmten Kompartiment an) und meteorologischer/hydrodynamischer Randbedingungen virtuelle Konzentrationen an einem Wirkort errechnen.

- Effekt: Es wird ein Bezugswert benötigt, der die Toxizität unterschiedlicher Substanzen zueinander ordnet. Es handelt sich um einen Gewichtungsparameter. Dieser Bezugswert ist ein toxikologischer Parameter des Stoffes i im Kompartiment m, wie im Fall der Humantoxizität z.B. der NOEL, ein Grenzwert, der ADI oder das „unit risk“, im Fall der Ökotoxizität beispielsweise der PNEC (üblicherweise abgeleitet aus NOEC - Werten). Allgemein: $E_i^m = 1/\text{Bezugswert}_i^m$.

Die unterschiedlichen Methoden variieren bezüglich der verwendeten Verteilungsmodelle und bezüglich der verwendeten Bezugswerte zur Gewichtung der Toxizität unterschiedlicher Stoffe.

In einigen Methoden wird das Ergebnis auf eine Referenzsubstanz bezogen. Der Vorteil dabei ist, dass die Zahlen und die Einheit i.d.R. griffiger werden. Zu beachten ist, dass bezüglich der toxischen Wirkung einer Substanz i ein anderer Wirkungsmechanismus vorliegen kann, als für die die Referenzsubstanz. Das ist auch für cancerogene Stoffe relevant, da unterschiedliche Organe betroffen sein können mit unterschiedlicher molekularer Genese und unterschiedlichem zeitlichen Verlauf.

3. Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die in den ausgewählten Listen gewählte Umsetzung zur Adressierung der Wirkungskategorien „Human- und Ökotoxizität“ auf Midpoint-Ebene.

Tabelle 1: Ausgewählte Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie “Human- und Ökotoxizität”

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	- Berücksichtigung auf Sachbilanzebene. - Cancerogenität Humantoxizität Wirkungskategorie-Indikator: CRP [kg As-e] Carcinogenic Risk Potential : Charakterisierungsfaktor: CRP_i [kg As-e/$kg_{Emission\ i}$]

[CML 2002]	Fate – Exposure Modell (USES-LCA). Humantoxizität: Wirkungskategorie-Indikator: HTP (Human Toxicity Potential) [kg 1,4-dichlorobenzol-e] Charakterisierungsfaktor: HTP_i [kg 1,4-dichlorobenzol-e/$kg_{Emission\ i}$] Ökotoxizität: Wirkungskategorie-Indikator: FAETP (Freshwater Aquatic EcoToxicity Potential) [kg 1,4-dichlorobenzol-e] Charakterisierungsfaktor: $FAETP_i$ [kg 1,4-dichlorobenzol-e/kg $Emission_i$]
[JRC 2011]	Fate – Exposure Modell (USEtox) Humantoxizität: Wirkungskategorie-Indikator: HTP (Human Toxicity Potential) [CTU_h] oder [DALY] Charakterisierungsfaktor: HTP_i [$CTU_h/kg_{Emissioni}$] oder [$DALY/kg_{Emissioni}$] Ökotoxizität: Wirkungskategorie-Indikator: freshwater ecotoxicity [CTU_e] oder [PAF] Charakterisierungsfaktor: $CF_i^{freshwater\ ecotox}$ (Characterisation Factor freshwater ecotoxicity) [$CTU_e/kg_{Emission\ i}$] oder [$PAF/kg_{Emission\ i}$] Level II/III [JRC 2012][5]
[ReCiPe 2008]	Analogie zu [CML 2002]: Fate – Exposure Modell (USES-LCA-2.0).
[GPPS 2011]	Recht allgemeine Empfehlungen unter Bezugnahme auf die derzeit verwendeten Methoden.
[Impact 2002+]	Fate-Exposure Modell (Impact 2002+) von [Pennington et al. 2005, 2006]. Endpoint-orientierte Methode. Rückkalkulation der Midpoint-aus Endpoint-Indikatoren mittels Bezug auf Referenzsubstanz. Humantoxizität:

5 Die vorgeschlagenen Methoden werden von JRC in drei Kategorien eingeteilt: Level I: recommended and satisfactory. Level II: recommended but in need of some improvement. Level III: recommended, but to be applied with caution

	Wirkungskategorie-Indikator: HTP (Human Toxicity Potential) [kg chloroethylene-e] Charakterisierungsfaktor: HTP_i [kg chloroethylene-e/$kg_{Emission\ i}$] <u>Ökotoxizität:</u> Wirkungskategorie-Indikator: Aquatische Ökotoxizität [kg Triethylene glycol-e in Wasser] Charakterisierungsfaktor: Aquatische $Ökotoxizität_i$ [kg Triethylene glycol-e in Wasser/$kg_{Emission\ i}$] Wirkungskategorie-Indikator: [kg Triethylene glycol-e in Boden] Charakterisierungsfaktor: Terrestrische $Ökotoxizität_i$ [kg Triethylene glycol-e in Boden/$kg_{Emission\ i}$]

3.1. UBA (1995) + Aktualisierungen

Die Sachbilanzdaten werden in der Methodik des Umweltbundesamtes ohne Verwendung eines Verteilungsmodells ausgewertet [UBA 1995, UBA 2000].

3.1.1. Humantoxizität

In [UBA 1995, UBA 2000] wird diese Wirkungskategorie ausschließlich auf der Ebene ausgewerteter Sachbilanzdaten (Emissionen ausgewählter Stoffe) behandelt.

Das Krebsrisikopotenzial wurde ergänzend in [IFEU 1999] und [IFEU 2000] berücksichtigt, dann wieder in [IFEU 2010c]. Die Charakterisierung basiert auf den Unit-Risk-Werten der Einzelstoffe, die auf das Unit-Risk von Arsen bezogen werden. Charakterisierungsfaktor: unit risk $Stoff_i$ / unit risk Arsen. Somit hat das Krebsrisikopotenzial die Einheit As-Äquivalente [kg As-e/kg].

Bezüglich des des Unit-Risk wurde auf Daten der USEPA (Environmental Protection Acency - Integrated Risk Information System [IRIS 2006]) und der - Weltgesundheitsorganisation [WHO 1998] zurückgegriffen.

3.1.2. Ökotoxizität

[UBA 1995] und [UBA 2000] behandelten diese Wirkungskategorie ausschließlich auf der Ebene ausgewerteter Sachbilanzdaten (Emissionen ausgewählter Stoffe).

3.2. CML 2002

3.2.1. Humantoxizität

Die Methode [CML 2002] verwendet eine Exopsitionsmodellierung (fate modelling) mit dem Modell USES-LCA. Die Kalkulation erfolgt grundsätzlich nach folgender Formel:

$$HTP_{i,ecomp} = \frac{\sum_r \sum_s PDI_{i,ecomp,r,s} \times E_{i,r} \times N_s}{\sum_r \sum_s PDI_{1,4-dichlorobenzene,air,r,s} \times E_{1,4-dichlorobenzene,r} \times N_s} \qquad (4.3.7.12)$$

with:

$HTP_{i,ecomp}$	the Human Toxicity Potential of substance *i* emitted to emission compartment *ecomp* (dimensionless);
N_s	the population density at scale s;
$PDI_{i,ecomp,r,s}$	the Predicted Daily Intake via exposure route *r* at scale s for substance *i* emitted to emission compartment *ecomp* (day^{-1});
$E_{i,r}$	the effect factor, representing the human-toxic impact of substance *i,* here the Acceptable Daily Intake via exposure route *r* (inhalation or ingestion) (day).

Die Ergebnisse des Expositionsmodells finden sich in den Termen N und PDI. Die Wirkung (E) wird über den ADI-Wert abgebildet.

Das kalkulierte Human Toxicity Potential wird auf 1,4-Dichlorobenzol normiert. Der Charakterisierungsfaktor hat die Einheit [kg 1,4-dichlorobenzol e/$kg_{Emission\ i}$].

3.2.2. Ökotoxizität

Ebenso wie im Falle der Humantoxizität liegt das Modell USES-LCA zu Grunde. Bezugswert zur Kalkulation des Effektfaktors ist der PNEC. Somit ist ein Bezug zum PEC/PNEC-Verhältnis gegeben, das auch im Rahmen von REACH verwendet wird.

$$FAETP_{i,ecomp} = \frac{PEC_{i,ecomp,freshwater} \times E_{i,freshwater}}{PEC_{1,4-dichlorobenzene,freshwater,freshwater} \times E_{1,4-dichlorobenzene,freshwater}} \quad (4.3.8.17)$$

with:

$FAETP_{i,ecomp}$ the Freshwater Aquatic EcoToxicity Potential of substance *i* emitted to emission compartment *ecomp*;

This is extended to the other impact categories, giving the following scheme:

impact (sub)category	characterisation factor
freshwater ecotoxicity	$FAETP_{i,ecomp}$
freshwater sediment ecotoxicity	$FSETP_{i,ecomp}$
marine aquatic ecotoxicity	$MAETP_{i,ecomp}$
marine sediment ecotoxicity	$MSETP_{i,ecomp}$
terrestrial ecotoxicity	$TETP_{i,ecomp}$

Die Toxizitätspotenziale für andere Kompartimente werden analog kalkuliert.

Das Ergebnis wird normiert auf 1,4-Dichlorbenzol. Der Charakterisierungsfaktor hat die Einheit [kg 1,4-dichlorobenzol e / $kg_{Emision\ i}$].

3.3 JRC 2011 - USEtox[6]

[JRC 2011] favourisiert die Methode USEtox (UNEP-SETAC-toxicity-model). Diese Methode repräsentiert den aktuellen wissenschaftlichen Konsens der LCA-Methodenentwickler zur Nutzung der Verteilungsmodellierung mit Multi Media Modellen und der Wahl des toxikologischen Ordnungssystems in der Ökobilanz. In dem Konsortium zur Erarbeitung von USEtox bestehen personelle Verflechtungen zu den Arbeitsgruppen CML, ReCiPe und Impact 2002+. Unterschiedliche strukturelle Elemente aus diesen Modellen sind in USEtox eingeflossen. Ziel war, dass die USEtox-Ergebnisse nicht weiter von den Ergebnissen der vorher gängigen Modelle abweichen als Ergebnisse dieser untereinander. Insofern ist davon auszugehen, dass USEtox diese Methoden ablösen wird. Aus diesem Grund wird nachfolgend das USEtox-Modell etwas genauer dargestellt als die anderen Methoden. USEtox versteht sich nicht als Stand der aktuellen Wissenschaft und Technik, sondern als Verbindung zwischen aktueller Wissenschaft und der Ökobilanzpraxis.

6 - Zu USEtox ist ein Sonderheft des International Journal of Life Cycle Assessment verfügbar: Int J Life Cycl Assess (2011) Heft 16.
- www.usetox.org

Die Charakterisierungsfaktoren in USEtox werden auf Basis eines Fate-Modells verknüpft mit toxikologischen Daten berechnet. USEtox bietet bezüglich Humantoxizität ca. 1200 Charakterisierungsfaktoren an, bezüglich Süßwasser Ökotoxizität ca. 2500.

Das Verteilungsmodell als Basis der Berechnung des Fate-Faktors ist recht grob gegliedert (Abb. 1):

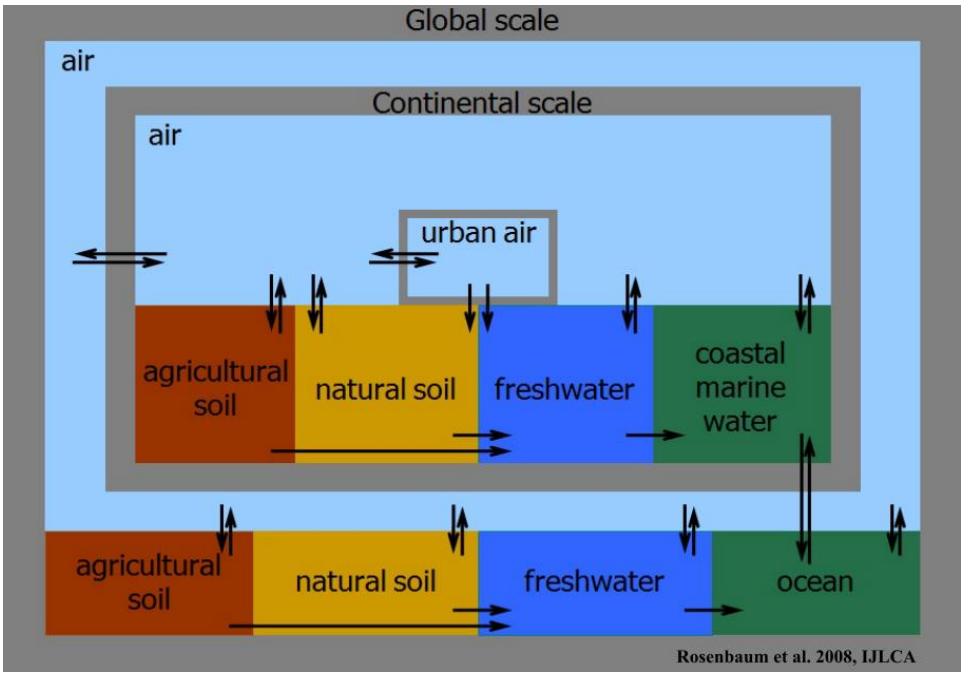


Abb. 1: Kompartimentgliederung in USEtox [Rosenbaum et al. 2008], [Huijbregts et al. 2010]'

Im Verteilungsmodell werden auf Basis ausgewählter physiko-chemischer Parameter virtuelle Konzentrationen von Stoffen in den berücksichtigten Kompartimenten errechnet (Gleichverteilung) und über definierte Expositionsbedingungen virtuelle Aufnahmemengen durch Menschen (Gesamtbevölkerung unter Annahme von Populationsdichten „Stadt", „Land", „global") kalkuliert. Alle Experten des Entwicklergremiums haben den festgelegten Parametern zugestimmt.

Allein die gewählten Randbedingungen des Verteilungsmodells führen zu erheblichen Unsicherheiten der Charakterisierungsfaktoren. Die Charakterisierungsfaktoren unterliegen für die Humantoxizität mindestens einer Unsicherheit von Faktor 100 - 1000, für die Ökotoxizität von 10 – 100. Sie werden von den Autoren dennoch als brauchbar bezeichnet, da sie zwischen verschiedenen Stoffen um ca. 12 Größenordnungen schwanken. Dieser Aspekt ist in der Auswertung zu berücksichtigen [Rosenbaum et al. 2008], [Rosenbaum et al. 2011].

Als Einschränkungen bzw. auf der Liste der Erweiterungsmöglichkeiten führen die Autoren folgendes an:

- USEtox ist anwendbar für nicht dissoziiernede und nicht amphiphile organische Chemikalien;
- verschiedene organische Chemikaliengruppen werden nicht abgebildet;
- Faktoren für Metalle und Metallverbindungen werden als „interim“ (vorläufig) bezeichnet und besitzen größere Unsicherheiten;
- Die bisherige USEtox-Version stellt keine Faktoren für ionisierende Substanzen bereit, dies soll allerdings in der Zukunft folgen;
- Sedimente werden nicht berücksichtigt. Damit wird ein wichtiger Teil der nicht-biologischen Akkumulation (z.B. Adsorption von Schwermetallen an Sedimente) nicht berücksichtigt;
- Wirkung von sekundär produzierten toxischen Stoffen wird nicht betrachtet;
- Kumulative Wirkung verschiedener Stoffe wird nicht mit betrachtet.

Außerdem werden folgende Expositionssituationen in der Nutzungsphase prinzipiell nicht berücksichtigt:

- Rückstände von Pflanzenschutzmitteln etc. auf Nahrungsmitteln;
- Emissionen in Innenräumen;
- dermale Exposition;
- Direkter Kontakt mit Stoffen, z.B. am Arbeitsplatz oder im Haushalt;
- Exposition durch Produkte, die toxische Stoffe enthalten.

3.3.1 Humantoxizität

USEtox berechnet auf Midpoint Ebene den Charakterisierungsfaktor „Human Toxicity Potential“ (HTP). Dieser wird nicht normalisiert, also nicht auf eine Referenzsubstanz bezogen [Rosenbaum et al. 2011].

In den HTP-Wert fließt als Expositionsterm die „Intake Fraction ($iF[kg_{intake} / kg_{emitted}]$) ein, als Wirkungsterm der „Human Effect Factor“ (EF_h [CTU_h]). CTU_h – die „Comparative Toxic Unit for Human Health“ - wird gelegentlich auch als „Krankheitsfälle pro kg emittierter Substanz“ bezeichnet (s.u.).

$HTP\ [CTU_h] = iF \times EF_h$

Berechnung des Expositionstems: intake Fraction (iF)[7]:

Die Bedeutung der intake Fraction wird von [Rosenbaum et al 2011] folgendermassen beschrieben: „Finally, the intake fraction iF=XF * FF dimensionless, ($kg_{intake}/kg_{emitted}$) express the fraction of a pollutant emission that is eventually taken in by the human population via various exposure pathways."

iF [kg_{intake} / $kg_{emitted}$] = FF x XF

- FF [$kg_{in\ compartment}/(kg_{emitted}*d)$]: Fate factor; Verknüpft die Masse der Substanzfreisetzung in die Umwelt (Sachbilanzergebnis) mit der Massenzunahme einer Chemikalie in den berücksichtigten Kompartimenten. Das Sachbilanzergebnis wird also nicht direkt verwendet sondern auf Basis des Modells in virtuelle Massen in den betrachteten Kompartimenten gegliedert.
- XF [kg_{intake} /(d * $kg_{in\ compartment}$)]: Expositionsfaktor; Verknüpft die virtuelle Masse einer Chemikalie in den betrachteten Kompartimenten mit den Expositionsbedingungen, also der Aufnahme dieser Chemikalie durch Menschen über direkte und indirekte Aufnahmepfaden. Kalkuliert wird die Aufnahmemenge der menschlichen Population über die Aufnahmepfade Inhalation und Nahrung (incl. Wasser).

Die gesamte Modellierung erfolgt unter Verwendung eines Matrix-Formalismus [Rosenbaum et al. 2007].

Das Ergebnis dieser Kalkulationen ist die virtuelle Aufnahmemenge einer Substanz durch eine definierte menschliche Population pro Tag. Der Expositionsfaktor darf nicht mit dem Ergebnis einer Expositionsabschätzung verwechselt werden, die für differenzierte toxikologische Risikoabschätzungen erforderlich ist.

Die toxikologische Risikoabschätzung ist nicht das Ziel von USEtox. Der Begriff „risk" taucht zwar in etlichen Begriffen auf, aber ebenso wie im Falle der Charakterisierung eines Sachbilanzergebnisses einer cancerogenen Substanz auf ein „unit risk" besteht kein Anspruch einer belastbaren toxikologischen Aussage.

Berechnung des Wirkungsterms: Human Effect Factor (EF_h)

7 Der „Fate-Faktor" in der allgemeinen Formel in Abschnitt 2 entspricht in der Terminologie von USEtox der „inteke Fraction", die gegliedert ist in zwei Einzelfaktoren.

Als Bezugswert zur Ordnung der Toxizität unterschiedlicher Stoffe zueinander wird in USEtox der ED_{50}-Wert verwendet, der folgendermaßen definiert ist:

> Abgeschätzte Lebenszeitdosis (Estimated life time Dose) für Menschen durch Inhalation oder orale Aufnahme, die bei lebenslanger Aufnahme eine Zunahme der Krankheitswahrscheinlichkeit von 50% hat (in kg per person per lifetime).

Für cancerogene Substanzen wird analog der TD_{50} –Wert (tumourigenic dose-rate) verwendet. Es werden die Aufnahmepfade inhalativ und oral unterschieden.

Die Autoren diskutieren kritisch, dass die Datenlage für nicht cancerogene Stoffe unzureichend ist. Aus diesem Grund kann nur eine begrenzte Anzahl von ED_{50} –Werten auf der Basis von Dosis-Wirkungs-Modellen berechnet werden. Ist das nicht möglich erfolgt ein Rückgriff auf NOEL- oder LOEL-Daten unter Verwendung von Konversionsfaktoren (CF) von 9 bzw. 2,25 (ED_{50} = CF x NOEL bzw. ED_{50} = CF x LOEL) [Huijbregts et al. 2005].

Der Konversionsfaktor 9 für den NOEL ist abgeleitet aus dem geometrischen Mittel eines Datensatzes von 21 ED_{50}/NOEL- Verhältnissen, die der „IRIS-Datenbank“ [USEPA 2011] entnommen wurden. Die Autoren geben hierfür einen Unsicherheitsfaktor von 11 an. Für Fälle, in denen kein NOEL publiziert wurde allerdings ein LOEL vorliegt, wird dieser mit einem Faktor von 0,25 zum NOEL umgerechnet. Der Unsicherheitsfaktor dieser Umrechnung wird unter Referenz auf [Pieters et al. 1998] mit 4 angegeben.

Auf der Basis des ED_{50} wird der Effektfaktor EF_h folgendermaßen gebildet:

$$EF_h = \alpha / ED_{50}$$

Aufgrund der Definition des ED_{50} [kg pro Person pro Lebenszeit pro 0,5 Krankheitsfällen] wird der slope-factor α eingeführt: $1/ED_{50}$ [2 Krankheitsfälle * Person * Lebenszeit pro kg_{intake}] wird mit dem slope-factor α = 0,5 auf 1 Krankheitsfall * Person * Lebenszeit pro kg_{intake} umgerechnet. Damit wird der ED_{50} verdoppelt, also – Linerarität unterstellt[8] – ein ED_{100} den Bezugswert der relativen Ordnungsskala bilden. Der ED_{100} ist zu interpretieren als die Dosis, bei der bei 100% der Exponierten eine Krankheitswahrscheinlichkeit gegeben ist.

Analog zu anderen Methoden wird auch in USEtox mit dem ED_{50} ein toxikologischer Kennparameter verwendet um Stoffe zueinander zu ordnen und daraus den Effektfaktor (EF_h) im Charakterisierungsmodell zu berechnen. Probleme der Datenlage werden mit der

8 Diese angenommene Linearität ist eine erhebliche Vereinfachung, die i.d.R. nicht gegeben ist.

Wahl dieses Parameters nicht überwunden, der erforderliche Rückgriff auf publizierte NOEL- und LOEL-Werte führt zu erheblichen Unschärfen.

Wenn Daten zu cancerogenen Effekten und nicht cancerogenen Effekten zusammengeführt werden sollen, bieten die Autoren folgende Formel an (grundsätzlich wird aber empfohlen die HTPs zu trennen):

$$HTP = HTP_{cancer} + HTP_{non\ cancer} = iF^{inh}\left(\frac{\alpha}{ED50^{inh}_{h\ cancer}} + \frac{\alpha}{ED50^{inh}_{h\ non\ cancer}}\right) + iF^{oral}\left(\frac{\alpha}{ED50^{ing}_{h\ caner}} + \frac{\alpha}{ED50^{ing}_{h\ non\ cancer}}\right)$$

<u>Bedeutung des Charakterisierungsfaktor „Human Toxicity Potential“ (HTP).</u>

Wie oben ausgeführt wird zur Kalkulation des Human Toxicity Potential HTP die virtuelle Masse einer Substanz, die von einer menschlichen Population aufgenommen wird (intake Fraction; iF), verknüpft mit dem gewählten relativen Ordnungssystem der Toxizität dieser Substanz (EF_h):

HTP [CTU_h/kg] = iF x EF_h

Zur Berechnung der intake Fraction und des human Effect Factors wird auf naturwissenschaftliche Basisdaten zurückgegriffen, die erhebliche Unschärfen haben. Diese Unschärfen der beiden Termen führen zu erheblicher Unschärfe des errechneten HTP.

Weder der Wert für die intake Fraction noch der Wert für den Effekt Faktor noch das Produkt aus beiden sind geeignet für differenzierte toxikologische Risikoabschätzungen. Das ist auch nicht der Anspruch von USEtox. Vielmehr liefert das Modell mit den Charakterisierungsfaktoren einen Rahmen, die toxikologische Relevanz (Toxizitätspotenzial) der in der Sachbilanz erhobenen Emissionen zueinander zu ordnen und aggregierbar zu machen. Das toxikologische Ordnungssystem generiert einen Sammelindikator, der möglichst eng an die stofflichen Eigenschaften geknüpft ist. Insofern hatdas HTP eine Nähe zum Sachbilanzergebnis, wenngleich es kein klassischer Midpoint-Indikator ist. Diesem Grundgedanken wird die gewählte Bezeichnung der Einheit des HTP „CTU_h - Comparative Toxic Unit for Human Health“ gerecht. Die Ergebnisangabe als $HTP_{non\ cancer}$ [CTU_h] und HTP_{cancer} [CTU_h] erlaubt eine differenzierte Analyse in der Auswertung.

Zur Aggregation des $HTP_{non\ cancer}$ und HTP_{cancer} wird gelegentlich empfohlen die Einheit DALY (Disability Adjusted lost Life Years) zu verwenden, z.B. unter folgender Annahme: CTU cancer = 11,5 DALY/case; CTU non-cancer = 2,7 DALY/case [Huijbregts et al.2005]. Die Aggregation von HTP_{cancer} und $HTP_{noncancer}$ generiert zwar eine einzige Ziffer für den Indikator, was die Aussagekraft des Ergebnisses allerdings nicht erhöht, eher im Gegenteil.

Die Verwendung der Einheit DALY kann mißverständlich sein: In der öffentlichen Kommunikation kann der begriffliche Bezug auf Sterblichkeit und Beeinträchtigung des beschwerdefreien Lebens durch eine Krankheit als Quantifizierung eines differenzierten toxikologischen Risikos bei Nutzung der Produkte mißverstanden werden.

3.3.2 Ökotoxizität

Entwickelt ist die Methode allein für die aquatische Toxizität Süßwasser. USEtox berechnet auf Midpoint Ebene den Charakterisierungsfaktor „Freshwater Ecotoxicity ($CF^{freshwater\ ecotox}$)“. Die Einheit des $CF^{freshwater\ ecotox}$ wird als „Comparative Toxic Unit for ecosystems [CTU_e]“ oder „Potentially Affected Fraction of species (PAF)“ bezeichnet [Henderson et al. 2011].

Im ILCD-Handbook wird explizit darauf hingewiesen, dass die für Süßwasser Ökosysteme entwickelten Charakterisierungsfaktoren nicht stellvertretend für marine und terrestrische Ökosysteme verwendet werden können. Diesbezüglich muss in der Kommunikation auf Klarheit geachtet werden.

Der Charakterisierungsfaktor für eine Substanz i wird nach folgender Formel berechnet:

$$CF_i^{freshwater\ ecotox} = f_{i,w} \times FF_{w,w} \times XF_w \times EF_w$$

<u>Berechnung des Expositionsterms:</u>

Die ersten drei Faktoren charakterisieren Transport und Verteilung von Substanzen und somit die mittels des gewählten Kompartimentierungsmodells (vgl. 3.3.1) modellierte Masse der Substanz i in aquatischen Süßwasserökosystemen. Im Modell ist der Zeitbezug enthalten.

- $f_{i,w}$ [dimensionslos]: Fraktion des Stoffes, die vom Kompartiment i in Süßwasser w transferiert wird.

- FF_{ww} [$kg_{in\ water}$ / $kg_{emitted}$ / d] = [d]: Fate Factor (Verteilungsfaktor in Süßwasser auf Basis von physikochemischen Daten zu Mobilität und Persistenz)

- XF_w [dimensionslos]: Expositionsfaktor: In Wasser gelöste Fraktion (Die Autoren unterstellen Bioverfügbarkeit allein von der gelösten Fraktion. Die an Schwebstoffen adsorbierten Stoffe werden offensichtlich nicht berücksichtigt. Es wird im Gegensatz zur Humantoxizität keine Intake Fraction berechnet).

Im Modell sind physiko-chemische Kenndaten hinterlegt, auf deren Basis die drei Faktoren berechnet werden. Die berechnete Masse $kg_{in\ water}$ ist nicht zu differenzierten Risikoabschätzungen geeignet, da es sich um eine unter den Rahmenbedingungen des Modells errechnete virtuelle Masse eines Stoffes im Süßwasser handelt.

Berechnung des Wirkungsterms „Effektfactor$_{water}$“ (EF_w):

Als Bezugswert zur Ordnung der aquatischen Toxizität unterschiedlicher Stoffe zueinander wird in USEtox der HC_{50}-Wert verwendet (Hazardous Concentration). Der HC_{50}-Wert basiert auf spezies-spezifischen EC_{50}-Werten und ist folgendermaßen definiert [Rosenbaum et al. 2008]:

> Bei der „gefährliche Konzentration“ HC_{50} sind 50% der Spezies einer höheren Konzentration ausgesetzt als im spezies-spezifischen EC_{50} ermittelt.

- EF_w [PAF x m^3 x d / $kg_{in\ water}$]: Effektfactor$_{water}$. (PAF: Potentially affected fraction of species (dazu siehe unten)).

Der HC_{50} für einen Stoff wird als geometrischer Mittelwert von verfügbaren EC_{50}-Werten unterschiedlicher Spezies berechnet. Da der beobachtete Effekt zur Ermittlung des EC_{50} sehr unterschiedlich in seiner Empfindlichkeit sein kann (z.B. Mortalität oder Schwarmverhalten von Fischen) ist der HC_{50} nicht geeignet zur Ableitung toxikologischer Risiken. Die Autoren gehen explizit darauf ein, dass sie den HC_{50} gegenüber dem PNEC, zu dessen Ableitung i.d.R. der empfindlichste Effekt der empfindlichsten Spezies verwendet wird, bevorzugen um keine Nähe zum Risk Assessment zu suggerieren.

Würde der HC_{50} direkt als Bezugswert für ein relatives Ordnungssystem der Toxizität von Stoffen auf Süßwasserorganismen verwendet, würde der Effektfaktor als $1/HC_{50}$ zu bilden sein. Die Autoren unterstellen einen linearen Zusammenhang zwischen Konzentration und Wirkung und verwenden wie im Fall der Humantoxizität ebenfalls einen slope-factor von 0,5. Damit wird der Effektfaktor folgendermaßen definiert:

$$EF = \frac{0.5}{HC50_{EC50}}$$

Damit wird der HC_{50} verdoppelt und – Linearität unterstellt[9] – bildet dann der HC_{100} den Bezugswert des relativen Ordnungssystems. Der HC_{100} ist so zu interpretieren, dass bei der Konzentration im Wasser 100 % der Spezies einer höheren Konzentration ausgesetzt sind, als im spezies-spezifischen EC_{50} ermittelt.

Diese Gedankenkonstruktion führt die Autoren zu der Schlussfolgerung, dass der Effektfaktor eine Aussage macht zu dem potenziell betroffenen Anteil an Spezies in einem Süßwasserökosystem (PAF: Potentially Affected Fraction of Species).

- EF_w [PAF x m^3 x d / $kg_{in\ water}$]

Damit wird begrifflich allerdings eine Nähe zu differenzierten toxikologischen Risikoaussagen hergestellt von der sich die Autoren an anderer Stelle selbst distanzieren.

<u>Bedeutung des Charakterisierungsfaktor „Ecotoxicity freshwater“ ($CF^{freshwater\ ecotox}$).</u>

Wie oben ausgeführt wird zur Kalkulation des $CF^{freshwater\ ecotox}$ die virtuelle Masse einer Substanz im Kompartiment Süßwasser verknüpft mit dem gewählten relativen Ordnungssystem der Toxizität dieser Substanz (EF_w):

Zur Berechnung aller Terme des $CF^{freshwater\ ecotox}$ wird auf naturwissenschaftliche Basisdaten zurückgegriffen, die erhebliche Unschärfen haben.

Der $CF^{freshwater\ ecotox}$ ist nicht geeignet für differenzierte toxikologische Risikoabschätzungen. Das ist auch nicht der Anspruch von USEtox. Vielmehr liefert das Modell mit dem Charakterisierungsfaktor einen Rahmen, die toxikologische Relevanz (Toxizitätspotenzial) der in der Sachbilanz erhobenen Emissionen zueinander zu ordnen und aggregierbar zu machen. Das toxikologische Ordnungssystem generiert mit dem $CF^{freshwater\ ecotox}$ einen Sammelindikator, der eine Nähe zum Sachbilanzergebnis hat, wenngleich es kein klassischer Midpoint Indikator ist. Diesem Grundgedanken wird die gewählte Einheit „CTU_e - Comparative Toxic Unit for ecosystems“ gerecht.

9 Diese angenommene Linearität ist eine erhebliche Vereinfachung, die i.d.R. nicht gegeben ist.

Die ebenfalls von den Autoren als möglich benannte Einheit „Potentially Affected Fraction of Species“ kann mißverständlich sein: In der öffentlichen Kommunikation kann der begriffliche Bezug auf Biodiversität mißverstanden werden als Quantifizierung eines differenzierten toxikologischen Risikos bei Nutzung der Produkte. Daher sollte die Einheit Comparative Toxic Unit for ecosystems (CTU_e) unter Verweis auf die Begrenzung auf Süßwasserökosysteme verwendet werden.

3.4 ReCiPe 2008

Die Methodensammlung von [ReCiPe 2008] folgt dem Ansatz von CML (vgl. Kapitel 3.3).

3.4.1 Humantoxizität

Die Methode basiert auf einem Expositions-Wirkungsmodell (USES-LCA 2.0), das ist dasselbe Modell auf das auch CML verweist (vgl. 3.3.1).

Der Charakterisierungsfaktor auf midpoint Ebene [kg 1,4-dichlorobenzol-e/$kg_{Emission}$] entspricht dem von CML gewählten Indikator.

3.4.2 Ökotoxizität

Die Methode basiert auf einem Expositions-Wirkungsmodell (USES-LCA 2.0), das ist dasselbe Modell auf das auch CML verweist (vgl. 3.3.2).

Der Charakterisierungsfaktor auf Midpoint Ebene [kg 1,4-Dichlorbenzol-e/$kg_{Emission}$] entspricht dem von CML gewählten Indikator.

3.5 GPPS 2011

[GPPS 2011] gibt recht allgemeine Empfehlungen unter Bezugnahme auf andere Methoden, prominent auch auf USEtox (vgl. 3.3).

3.6 Impact 2002+

3.6.1 Humantoxizität

Der Charakterisierungsfaktor „Human Toxicity Potential“ (HTP) [kg chloroethylene-e/$kg_{Emission}$]) in [Impact 2002+] wird über ein Verteilungs-, Expositions-, Wirkungsmodell berechnet, mittels einer Verknüpfung von Fate Faktor und Effekt Faktor. Es wird eine intake Fraction (iF) kalkuliert.

Als Referenzsubstanz wurde Chlorethen (Vinylchlorid) gewählt. Die Ausdrucksweise im User-Guide ist unklar und deutet auf die endpoint-orientierte Logik des Modells hin. Vermutlich handelt es sich ebenso wie bei Ökotoxizität (s.u.) explizit erwähnt um eine Rückkalkualtion unter Verwendung des Endpoint-Indikators (HDF – Human Damage Factor) unter Bezugnahme auf den HDF der Referenzsubstanz.

3.6.2 Ökotoxizität

Im Charakterisierungsmodell zur Abbildung der Ökotoxizität wird als Referenzsubstanz Triethylenglycol verwendet.

Es handelt es um eine Rückkalkualtion unter Verwendung des Endpoint-Indikators (PDF – Potentially Disappeard Fraction of Species) unter Bezugnahme auf den PDF der Referenzsubstanz.

Charakterisierungsfaktor: Aquatische Ökotoxizität [kg Triethylene glycol-e in Wasser/$kg_{Emission}$]

Charakterisierungsfaktor: Terrestrische Ökotoxizität [kg Triethylene glycol-e in Boden/$kg_{Emission}$]

4. Empfehlungen

- Die Wirkungskategorien sollen über Indikatoren auf Midpoint-Ebene abgebildet werden. Damit wird auch der Tradition der UBA-Methodik gefolgt. Vier der betrachteten Methodensammlungen verwenden Verteilungsmodelle, die die physiko-chemischen Eigenschaften von Stoffen berücksichtigen (Multi-Media Modelle). Die Ansätze basieren in ihrem Wirkungsterm auf naturwissenschaftlichen Basisdaten. Die Struktur der Indikatoren ermöglicht ein relatives Ordnungssystem der Toxizität von Stoffen.
- Multimedia-Modelle sind Stand der Diskussion. Im Vergleich zu reinen Emissionsdaten fließen zusätzlich Informationen ein (vgl. auch Anhang A1). Die Verwendung der Modelle

führt allerdings nicht zu Informationen, die zu differenzierten toxikologischen Risikoabschätzungen geeignet sind. Das muss im Ökobilanzzusammenhang sehr klar kommuniziert werden.[10]

- Unter den derzeit entwickelten Charakterisierungsmodellen scheint USEtox das Modell zu sein, was sich durchsetzt, wenngleich in vielen Diskussionen Kritik geübt und Optimierungsbedarf formuliert wird. Es handelt sich um eine Methode, die den aktuellen Konsens wichtiger akademischer Arbeitsgruppen darstellt und deren Charakterisierungsfaktoren sich in der Bandbreite der anderen Modelle befinden. Wie in allen Modellen sind auch die in USEtox abgeleiteten Charakterisierungsfaktoren mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet. Diese wird von den Autoren problematisiert und somit auf Vorsicht bei der Interpretation hingewiesen. Zudem können etliche Stoffgruppen, die in Ökobilanzen relevant sein können, nicht adäquat berücksichtigt werden (z.B. Schwermetalle, Pestiziden, Detergentien, dissoziierende Stoffe). Es ist allerdings zu erwarten, dass das Modell mit weiteren Daten hinterlegt wird[11]. Die Auftragnehmer raten zu einer vorsichtigen und kritischen Verwendung von USEtox. Das entspricht auch der Einschätzung des [JRC 2012].
- In der Wahl der Einheiten sollte darauf geachtet werden, dass die gewählte Begrifflichkeit in der öffentlichen Kommunikation möglichst nicht als Quantifizierung eines differenzierten toxikologischen Risikos bei Nutzung der Produkte mißverstanden werden kann. Insofern wird bei Nutzung von USEtox empfohlen die Einheiten CTU_h und CTU_e zu verwenden.
- USEtox enthält bereits eine erhebliche Anzahl von Charakterisierungsfaktoren. Das User-Manual bietet Hilfestellung zur Eigenkalkulation von Charakterisierungsfaktoren für Stoffe, die bislang nicht in USEtox enthalten sind. Das ist für Forschungsprojekte sehr hilfreich, der Aufwand in Praxisökobilanzen muss allerdings in Grenzen gehalten werden.
- Die Kalkulation von As-Äquivalenten über die Anwendung von unit risk Faktoren kann nützlich sein, um das Krebsrisikopotenzial (CRP) abzubilden (Logik: Weniger ist besser). Insbesondere kanzerogene Schwermetallemissionen in die Luft können damit konsistent einbezogen werden. Weiterhin können mit dieser Methode z.B. Dioxine und PCB, die in der Sachbilanz als Summenparameter gelistet sind, einbezogen werden. Unter Berücksichtigung des großen Konsenses in der Fachwelt zur Verwendung von Verteilungsmodellen bei der Ableitung von Charakterisierungsfaktoren in USEtox

10 Weder toxikologische Risiken am Arbeitsplatz noch toxikologische Risiken in der Nutzungsphase können abgebildet werden.

11 <http://www.lc-impact.eu> www.lc-impact.eu: WP2

empfehlen die Auftragnehmer , den Indikator CRP hilfsweise solange zu verwenden, bis Schwermetalle, Dioxine und PCB befriedigend in USEtox einbezogen werden können.

- Ein grundsätzliches Problem der Behandlung der Toxizitätskategorien in Standardökobilanzen wird es allerdings sein, dass die Datenlage aus der Sachbilanz i.d.R. sehr asymmetrisch ist und eine modular informative Kalkulation nicht ermöglicht. Zur Vermeidung von Überinterpretationen bei vergleichenden Ökobilanzen muss daher in der Auswertung sowohl die Datenvollständigkeit und die Datensymmetrie auf Sachbilanzebene kritisch diskutiert als auch die in der Wirkungsabschätzung quantifizierten Ergebnisse vor dem Hintergrund einer sinnvollen Signifikanzschwelle analysiert werden. Das erfordert eine sorgfältige Analyse der aus Datenbanken importierten Datensätze.

5. Datenanforderungen in der Sachbilanz

Grundsätzlich können als Basis der Wirkungsabschätzung in allen Methoden aggregierte Sachbilanzdaten verwendet werden.

Die unreflektierte Berücksichtigung der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Sachbilanzdaten kann allerdings zu falschen Schlussfolgerungen führen, da die Dokumentation toxischer Emissionen in den in die Sachbilanz aufgenommenen Modulen heute nicht homogen ist: Die qualitative und quantitative Verfügbarkeit von Prozessdaten toxischer Emissionen ist i.d.R. sehr begrenzt und verbindlich allein über gesetzliche/untergesetzliche Regelwerke systematisiert. Selbst die in diesen Regelwerken verpflichtend aufgenommenen Stoffe, die nur einen kleinen Anteil der möglichen toxischen Emissionen spiegeln, sind in Ökobilanzmodulen nicht immer vollständig abgebildet. Andererseits gibt es auch Fälle, in denen toxische Emissionen sehr differenziert in Prozessmodulen aufgenommen wurden. Diese Situation führt i.d.R. zu erheblicher Datenasymmetrie.

Aus diesem Grund ist eine differenzierte Analyse der Datenvollständigkeit und Datensymmetrie auf Sachbilanzebene erforderlich[12]. Das stellt erhebliche Anforderungen an die Analyse der Genese der Liste von Stoffen, die aggregiert in der Sachbilanz ausgewiesen werden. Erfolgt diese Analyse nicht besteht die Gefahr, dass sich aufgrund von Zufälligkeiten

[12] Das betrifft auch die Genese und Einheit der in der Sachbilanz oft gelisteten Summenparameter für Dioxine und PCB.

im Kontext der Datenerhebung für einzelne Module ein sehr hohes Indikatorergebnis ergibt, in anderen Modulen zwar ebenfalls toxische Stoffe relevant sind, die allerdings bei der Datenaufnahme nicht quantifiziert wurden.

Um diesem Problem zu begegnen müssten Stofflisten erstellt werden, die verbindlich für alle Prozesse (z.B. relevante Stoffe gegliedert nach Branchen) die Quantifizierungsanforderungen vereinheitlichen. Das allerdings würde erhebliche Anforderungen an Primärdatenerhebung und –management bedeuten und erscheint derzeit nicht umsetzbar.

Da in Regelökobilanzen immer auf Datensätze aus Datenbanken zurückgegriffen werden muss, ist die wichtigste Anforderung an die Sachbilanz die kritische Analyse der Datenqualität und Datensymmetrie, sowohl in den verwendeten modularen Datensätzen innerhalb eines Lebensweges als auch beim Vergleich der Datensätze unterschiedlicher Produktsysteme.

6. Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie:

Humantoxizität
Ökotoxizität

Wirkungskategorie-Indikatoren:

Human Toxicity Potential non cancer ($HTP_{non\ cancer}$) [CTU_h]
Human Toxicity Potential cancer (HTP_{cancer}) [CTU_h]
Krebsrisikopotenzial (CRP) [kg As-e]
Ecotoxicity freshwater ($CF^{freshwater\ ecotox}$) [CTUe]

Charakterisierungsfaktoren:

Human Toxicity Potential non cancer ($HTP_{i\ non\ cancer}$) [CTU_h /$kg_{Emission\ i}$]
Human Toxicity Potential cancer ($HTP_{i\ cancer}$) [CTU_h /$kg_{Emission\ i}$]
Krebsrisikopotenzial (CRP_i) [kg As-e/$kg_{Emission\ i}$]
Ecotoxicity freshwater ($CF_i^{freshwater\ ecotox}$) [CTUe / $kg_{Emission\ i}$]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar

ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition von Symmetriekriterien bezüglich der berücksichtigten Emissionen
- Umgang mit der Nutzungsphase – Abgrenzung zur Risikoanalyse – Klarstellung, dass keine differenzierte Risikoanalyse durchgeführt wird
- Detaillierungsgrad der modularen Aufschlüsselung insbesondere im Hinblick auf spezifische Herstellungsprozesse

Sachbilanz:

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf toxische Emissionen (Vollständigkeit, Symmetrie)
- Kritische Diskussion der Datenlage in unterschiedlichen Lebenswegphasen.

Wirkungsabschätzung:

- Humantoxizität nach USEtox (gegliedert in cancerogen, nicht cancerogen):
  - Human Toxicity Potential non cancer ($HTP_{non\ cancer}$) [CTU_h]
  - Human Toxicity Potential cancer (HTP_{cancer}) [CTU_h]
- Humantoxizität Ergänzung: As-Äquivalente für Schwermetalle und Summenparameter (Dioxine, PCB), solange diese in USEtox nicht zufrieden stellend integriert sind.
  - Krebsrisikopotenzial (CRP) [As-e]
- Ökotoxizität: Aquatische Toxizität (Süßwasser) nach USEtox
  - Ecotoxicity freshwater ($CF^{freshwater\ ecotox}$) [CTU_e]

Auswertung:

- Für Humantoxizität: getrennte Auswertung von $HTP_{non\ cancer}$, HTP_{cancer} und CRP;
- Kritische Diskussion des Einflusses von Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie auf die numerischen Ergebnisse der ausgewerteten Indikatoren;
- Differenzierte Sektoralanalyse;
- Kritische Analyse der Aussagekraft der über den gesamten Lebenszyklus aggregierten Indikatorergebnisse;
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse im Hinblick auf mögliche Fehlinterpretationen;
- Verbindliche Sensitivitätsanalyse für $HTP_{non\ cancer}$, HTP_{cancer} und $CF^{freshwater\ ecotox}$:

Die Charakterisierungsfaktoren folgender Stoffe sind einer Sensitivitätsanalyse zu unterziehen:

- Die 10 Stoffe mit den höchsten Beiträgen zu den Ergebnissen; jeweils unterschieden nach:
  - Humantoxizität: nicht-karzinogen
  - Humantoxizität: karzinogen
  - Ökotoxizität
- Es sind aber in jedem Fall die Stoffe zu berücksichtigen, die 90% der Beiträge liefern.
- Dabei ist jeder Charakterisierungsfaktor jeder dieser Stoffe separat um den Faktor 1000 (für Humantoxizität) bzw. 100 (für Ökotoxizität) zu variieren und der daraus resultierende Ergebniseinfluss für jeden Stoff aufzuzeigen. Kommt es dadurch zur Ergebnisumkehr, ist das Ergebnis als nicht signifikant zu betrachten.

7. Literatur

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[Henderson et al. 2011] Henderson, A.D.; Hauschild,M.Z.; van der Meent, D.; Huijbregts,M.A.J.; Larsen,H.F.; Margni,M.; McKone,T.E.; Payet,J.; Rosenbaum,R.K.; Jolliet,O.: USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative sassessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. Int J Life Cycle Assess (2011) 16:701-709.

[Huijbregts et al. 2005] Huijbregts, MAJ; Rombouts, LJA; Ragas, AMJ; Van de Meent, D.: Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment; Integrated Environmental Assessment and Management 1(3): 181-244

[Huijbregts et al. 2010] Huijbregts, M., Hauschild, M., Jolliet, O., Margni, M., McKone, T., Rosenbaum, R. K., & Meent, D. Van De. (2010). USEtox - User manual.

[IFEU 1999] Ostermayer A. et al.(IFEU): Ökobilanz der PET-Stoffkreislaufflasche und anderer Verpackungssysteme. Endbericht und Anhänge. Im Auftrag der PETCYCLE Arbeits- und Entwicklungsgemeinschaft GmbH Co. KG. IFEU-Heidelberg August 1999

[IFEU 2000] Ostermayer A. et al. (IFEU) Ökobilanz für Fruchtsaftgetränke Verbund-Standbodenbeutel 0,2 l MW-Glasflasche 0,2 l. Im Auftrag der Deutsche SiSi-Werke GmbH & Co. Betr. KG. IFEU-Heidelberg, Dezember 2000

[IFEU 2010c] Krüger, M., Theis, S., Kunze, S., Detzel, A.: Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier. Im Auftraggeber des europäischen Verbands der Dosenhersteller BCME (Beverage Can Makers Europe), Brüssel. IFEU-Heidelberg, April 2010

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[IRIS 2006] Environmental Protection Agency (US-EPA): Environmental and Risk Assessment. Software, Washington D.C., 1996

[Jolliet et al. 1996] Jolliet, O. et al: Impact Assessment of Human and Eco-toxicity in Life Cycle Assessment. In: Udo de Haes, H.A. (ed.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe, Brussels, pp 49-61

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2012): Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information.

[Pennington et al. 2005] Pennington, DW; Margni, M; Amman, C and Jolliet, O (2005): Spatial versus non-spatial multimedia fate and exposure modeling: Insights for Western Europe. Environmental Science and Technology 39 (4), 1119-1128

[Pennington et al. 2006] Pennington, DW; Margni, M; Payet, J and Jolliet, O (2006): Risk and Regulatory Hazard Based Toxicological Effect Indicators in Life Cycle Assessment (LCA). Human and Ecotoxicological Risk Assessment Journal 12 (3), 450-475.[Pieters et al. 1998]Pieters, MN; Kramer, HJ; Slob, W: Evaluation of the uncertainty factor for subchronic-to-chronic extrapolation: statistical analysis of toxicity data, Regul Toxicol Pharmacol. 27(2):108-11

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Risikokommission 2003] Ad hoc-Kommission „Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland“. Abschlußbericht der Risikokommission. Risikokommission Geschäftsstelle c/o Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter.

[Rosenbaum et al. 2007] Rosenbaum, R. K.; Margni, M.; & Jolliet, O. (2007). A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts. Environment international, 33(5): 624–34. doi:10.1016/j.envint.2007.01.004

[Rosenbaum et al. 2008] Rosenbaum, R. K.; Bachmann, T. M.; Gold, L. S.; Huijbregts, M. A. J.; Jolliet, O.; Juraske, R.; Koehler, A.; Larsen,H.F.; MacLeod,M.; Margni,M.; McKone,T.E.; Payet,J.; Schuhmacher,M.; van der Meent,D.; Hauschlid,M.Z. (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment, 13(7): 532–546. doi:10.1007/s11367-008-0038-4

[Rosenbaum et al. 2011] Rosenbaum, Ralph K.; Huijbregts, Mark A. J.; Henderson, Andrew D.; Margni, Manuele; McKone, Thomas E.; van de Meent, Dik; Hauschild, Michael Z.; Shaked, Shanna; Li, Ding Sheng; Gold, Lois S.; Jolliet, Oliver. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. Int J Life Cycle Assess (2011) 16 (8): 710-727

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[USEPA 2011] Integrated Risk Information System (IRIS). http://www.epa.gov/iris

[WHO 1998] WHO-International Programme on chemical safety. Environmental Health Criteria. 202 Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Geneva, 1998.

Anhang: Multi-Media-Modelle

Argumentarium zum Nutzen von Verteilungsmodellen

pro (+)	contra (-)

• Bei Vernachlässigung würden „Informationen verworfen werden“
• Abbau und Akkumulation in der Nahrungskette sind oft entscheidend für die Exposition und unterscheiden sich stoffbezogen erheblich.
• Unterschiede zwischen Stoffen / Expositionsszenarien liegen oftmals mehrere Größenordnungen oberhalb der Unsicherheit des Modells → Einschätzung der Relevanz allerdings möglich
• Multimedia-Modellierung ist der derzeitige Konsens in der Fachdiskussion im Kontext Ökobilanz.
	• Oftmals ist das Emissionskompartiment nicht bekannt (Stadt / Land).
	• Die Symmetrie der Ergebnisse ist mangelhaft, da
	  ○ sich Wissen über Fate-Parameter stark zwischen Stoffklassen unterscheidet
	  ○ Stoffparameter oft nicht gut vergleichbar sind, da mit unterschiedlichen Methoden ermittelt
	• Wichtige Expositionswege (Aufbringung auf Pflanzen, Diffusion in geschlossenen Räumen etc.) können nicht allgemein abgebildet werden.

Anhang 10

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub

INHALT

1 Das Umweltproblemfeld 2
2 Struktur des erforderlichen Indikators 7
2.1 Allgemeiner Aufbau des Indikators 7
2.2 Aufbau des Indikators in bestehenden Charakterisierungsmodellen 8
2.3 Besonderheiten von Ausbreitungsmodellen 9
3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 12
3.1 UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen 12
3.2 CML 2002 + Aktualisierungen 14
3.3 JRC (ILCD Handbook 2011) 14
3.4 ReCiPe 2008 19
3.5 GPPS 2011 21
3.6 Impact 2002+ 21
4 Empfehlungen 22
5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 24
6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 24
7 Literatur 25
Anhang I: Ableitung der Intake Fractions in [Humbert 2009] 30
Anhang II: Parameter, diefür die Berechnung der Intake Fractions in [Humbert 2009] verwendet werden 31
Anhang III: Zusammenfassung der Intake Fractions von [Humbert 2009] 31
Anhang IV: Zusammenfassung der vorläufigen Charakterisierungs-faktoren in [Humbert 2009] 32
Anhang V: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren 33

1 Das Umweltproblemfeld

Die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub„ ist eine Unterkategorie der Wirkungskategorie „Human- und Ökotoxizität“ (vgl. Anhang 9) und muss in der Auswertung in diesem Kontext diskutiert werden. Da die Wirkungskategorie heute in UBA-Ökobilanzen eine Rolle spielt (vgl. 3.1) und aufgrund der in Anhang 9 erläuterten Schwierigkeiten der Interpretierbarkeit von Indikatoren zur Humantoxizität wird in diesem Themenpapier Feinstaub gesondert behandelt.

Seit der Veröffentlichung der europäischen Luftreinhalterichtlinie 1999/30/EG [EG 1999][1] – über „Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Stickstoffoxide, Partikel und Blei“ - ist die Belastung der menschlichen Gesundheit durch Feinstaub verstärkt in den Fokus der politischen Diskussion und wissenschaftlichen Forschung gerückt. Mit der 22. Bundes-Immissionsschutzverordnung vom Januar 2005 wurde die Europäische Richtlinie in Deutschland national umgesetzt. Seit Inkrafttreten der Bundesverordnung ist die Feinstaubproblematik auch in Deutschland verstärkt in das öffentliche Interesse gelangt. Die [22. BImSchV:2005] wurde im August 2010 durch die [39. BImSchV:2010] („Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen“) abgelöst.

Feinstaub wird durch die Korngröße, d.h. den aerodynamischen Durchmesser, charakterisiert und lässt sich in folgende Kategorie unterteilen:

- Inhalierbarer Feinstaub - PM_{10}[2]: „Partikel, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 Mikrometern einen Abscheidegrad von 50 Prozent aufweist“ [39. BImSchV:2010]
- Lungengängiger Feinstaub - $PM_{2,5}$: “Partikel, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 Mikrometern einen Abscheidegrad von 50 Prozent aufweist;“ [39. BImSchV:2010]
- Ultrafeine Partikel bzw. Nanopartikeln: Partikel, die einen aerodynamischen Durchmesser von 0,1 Mikrometern aufweisen [NARSTO 2006].

Feinstaub ist somit ein Teil des Schwebstaubs, definiert als alle in der Luft dispers verteilten feste Teilchen < 10 µm. In der 39. BImSchV sind Immissionsgrenzwerte für PM10 und PM2,5 festgelegt. In PM10 sind nach [WMO 2005] durchschnittlich 50-75% PM2,5 enthalten.

Neben der Unterscheidung nach Korngrößen können die Partikel auch nach deren Entstehung differenziert werden [UBA 2009a]: „Partikel, die direkt aus der Quelle stammen – zum Beispiel aus einem Verbrennungsprozess –, nennt man primäre Feinstäube. Partikel können jedoch auch aus gasförmigen Vorläufersubstanzen entstehen, etwa aus Schwefel- und Stickstoffoxiden, aus Ammoniak oder Kohlenwasserstoffen. Die daraus entstehenden

[1] Die Richtlinie 1999/30/EG wurde am 11. Juni 2010 durch die Luftqualitäts-Richtlinie 2008/50/EG [EG 2008] „Luftqualität und saubere Luft für Europa“ aufgehoben.
[2] Internationale Bezeichnung für Feinstaub: „particulate matter“ = PM

Stäube [(z.B. Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat)] bezeichnet man als sekundäre Feinstäube.“

Die Emission von Feinstaub wird sowohl durch natürliche Prozesse als auch durch anthropogene Aktivitäten verursacht. In Tabelle 1 sind primäre und sekundäre Partikel inkl. deren Quellen zusammengestellt.

Tabelle 1: Einteilung von Feinstaub in primäre und sekundäre Emissionen (nach [NARSTO 2004])

Emission		Beispiele typischer Quellen
Primär	Erdkruste, Bodenstaub, Straßenstaub,	Straßenbau; Befahren geteerter Straßen; Landwirtschaftliche-/Forstwirtschaftliche Prozesse; Wüstenstürme
	Salz (NaCl)	Meersalz; Streusalz
	Biogenes Material	Pollen; Sporen
	Metalle	Industrielle Prozesse; Verkehrsemissionen, Bremsabrieb
	Ruß / Elementarer Kohlenstoff	unvollständige Verbrennung (insbes. Dieselfahrzeuge); Reifenabrieb
	Schwerflüchtige organische Verbindungen (SVOC) und flüchtige organische verbindungen (VOC): direkte Kondensation	Verbrennung fossiler und biomassebasierter Brennstoffe; Industrielle Prozesse; Oberflächenbeschichtung und -reinigung; Kochen; Waldbrände
Sekundär	VOC und SVOC: Bildung sekundärer Partikel	
	SO_2	Verbrennung; Industrielle Prozesse; Verkehr; Bergbau
	NO_x	Verbrennung; minimaler Anteil durch mikrobielle Prozesse im Boden
	NH_3	Land- und Viehwirtschaft; minimaler Beitrag aus Verkehr und Industriellen Prozessen

Die deutschen PM_{10}-Emissionen in 2007 sind in Abbildung 1 prozentual nach anthropogenen Verursachergruppen aufgeschlüsselt [UBA 2009b]. Sowohl die chemische Zusammensetzung als auch die Emissionsquelle können sich regional und global je nach Lebensweise der Bevölkerung stark unterscheiden.

Abbildung 1: Prozentualer Anteil der anthropogenen Verursachergruppen an den primären PM_{10}-Emissionen in Deutschland im Jahr 2007 (Quelle: [UBA 2009b])

In Abbildung 2 wird die prozentuale chemische Zusammensetzung von PM_{10} und $PM_{2,5}$ am Beispiel von zwei Messstationen in Österreich dargestellt [BE-208 2002]. Es ist ersichtlich, dass kohlenstoffhaltige Verbindungen, zu denen auch VOCs zählen, je nach Messstation für ca. 30 bis 40% der Feinstaubemissionen verantwortlich sind. Die sekundären anorganischen Verbindungen Nitrat, Sulfat und Ammoniak besitzen je nach Partikelgröße und Messstation einen Anteil von ca. 21-42%. Eisen (max. 4%); Schwermetalle (max. 0,1%) und basische Kationen (max. 4%) spielen in der Massenbilanz eher eine untergeordnete Rolle.

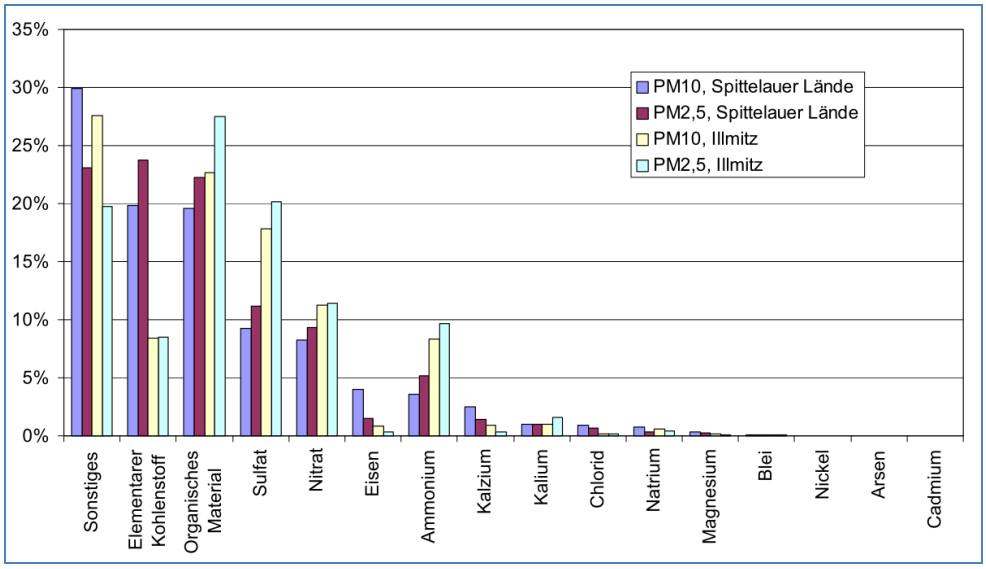


Abbildung 2: Durchschnittliche chemische Zusammensetzung der PM_{10} und $PM_{2,5}$-Fraktion an zwei österreichischen Standorten: Spittelauer Lände und Illmitz (Unter der Kategorie ‚Sonstiges' ist die Differenz der gravimetrisch bestimmten Masse sowie der Summe der analytisch erfassten Einzelkomponenten angeführt. Hierbei handelt es sich um Staubinhaltsstoffe, die nicht Teil des analytischen Programms waren. Dazu gehören etwa (Si- und Al-hältige) mineralische Verbindungen, aber auch Wasser. (Quelle: [BE-208 2002])

Hinsichtlich der Ausbreitung und Exposition unterscheidet [WHO 2005] zwischen Feinstaub in der Umgebungsluft und Raumluft. Insbesondere in industriell weniger entwickelten Ländern wird die Exposition der Menschen durch Feinstäub innerhalb von Räumen durch das Kochen dominiert.

In die Umgebungsluft emittierter Feinstaub kann je nach Korngröße, meteorologischen Bedingungen, Luftschichtung, Emissionshöhe und chemischen Eigenschaften einige Stunden bis mehrere Tage in der Luft verweilen und über wenige bis einige tausend Kilometer transportiert werden. [LUBW 2013a]. Insbesondere sekundäre Partikel haben eine lange

Lebensdauer und werden über weite Strecken transportiert. Je nach chemischer Zusammensetzung und Korngröße sind die Partikel dazu geneigt Agglomerate zu bilden oder als Kondensationskerne zu dienen, welche bei entsprechender Größe ausgewaschen werden oder selbst zu Boden sinken.

Die geographische Verteilung der Partikel erfolgt somit auf lokaler, regionaler, kontinentaler und auch überkontinentaler Ebene (Abbildung 3):

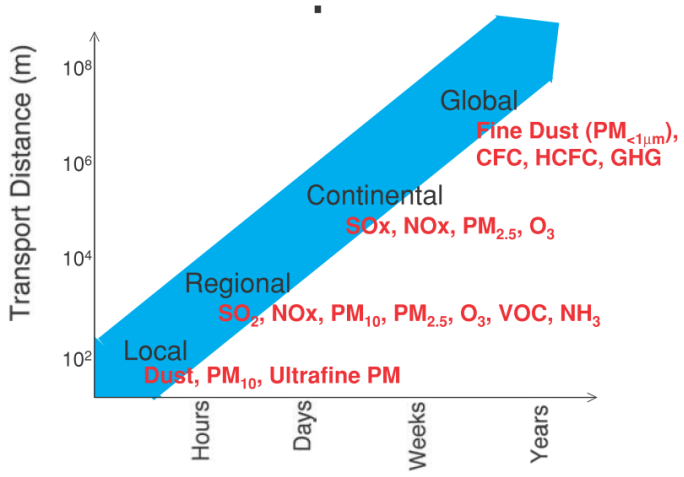


Abbildung 3: Illustrierung der Transportdistanz und Verweildauer von Feinstaub [NARSTO 2004]

In [LUBW 2013b] wird ausgeführt, dass die Feinstaubkonzentration in besonderem Maße komplexen meteorologischen Faktoren unterliegt. Insbesondere im Winterhalbjahr treten schlechte Austauschbedingungen in der Atmosphäre (Inversionswetterlage) gehäuft auf, was zu hohe Feinstaubkonzentrationen in der Umgebungsluft führen kann.

Feinstaub wird mit der Atemluft eingeatmet und kann entsprechend der Korngröße bis in die oberen Atemwege, Bronchien, Lungenbläschen oder auch in den Blutkreislauf vordringen. Das Gesundheitsrisiko inhalierter Feinstaubpartikel hängt vor allen Dingen davon ab wie tief die Teilchen eindringen und wie lang sie im Körper verweilen. Der Abtransport dauert je nach Eindringtiefe und Partikelgröße unterschiedlich lang.

Abgelagerte Partikel können am Wirkort, z.B. im Lungengewebe, Entzündungsvorgänge auslösen. Da in den Lungenbläschen Atmung und Blutkreislauf eng miteinander verbunden sind, können neben dem Atemtrakt auch das Herz- und Kreislaufsystem beeinträchtigt werden [UBA 2009a]. Vielfältige Krankheitsbilder wie z.B. erhöhtes Herzinfarktrisiko, Husten, Asthma oder Herz-Arhythmien sind möglich. Epidemiologische Studien haben die Korrelation zwischen Exposition von Partikeln und gesundheitlichen Schädigungen sowie Sterberaten durch Atemwegserkrankungen nachgewiesen.

- [UBA 2009a] weist auch auf die gesundheitsgefährdenden Wirkung von an Partikeln angelagerten toxischen Substanzen hin (z.B. Schwermetalle, PAK(polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)Allerdings wird im Rahmen der Wirkungskategorie „„Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub" nur nach physikalischen

(Korngröße) und nicht nach chemischen Eigenschaften differenziert (zu Schadstoffen vgl. Anhang 9: Themenpapier Human- und Ökotoxizität“).

[UBA 2009a] stellt heraus, dass es für Feinstaub keine gibt Konzentrationsschwelle gibt, unterhalb derer keine schädigende Wirkung zu erwarten ist. Daraus ergibt sich eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung. D.h., dass jedes Feinstaubteilchen eine potentielle Schadwirkung besitzt. In den WHO *Air Quality Guidelines 2005 [WHO 2005]* heißt es dazu:

> *“The risk for various outcomes has been shown to increase with exposure and there is little evidence to suggest a threshold below which no adverse health effects would be anticipated.”*

Einige der in Kapitel 3 diskutierten Methoden erweitern den Betrachtungswinkel der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub „ und geben ihr den Titel „Atemwegserkrankungen durch anorganische Substanzen“. Diese Methoden stellen zusätzlich Faktoren für Kohlenstoffmonoxid bereit. Allerdings ist der Wirkmechanismus bei Kohlenstoffmonoxid anders als bei Feinstaub. Zudem ist CO im ExternE Report [EC 2008], der für die Ableitung der Effekt-Faktoren in [Humbert 2009] zitiert wird, nicht enthalten. Der Einbezug von CO in die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub „ wird deshalb von den Auftragnehmern als schwierig angesehen. Eine Umbenennung der Wirkungskategorie hätte zur Folge, dass auch alle anderen Substanzen, welche die Atemwegserkrankungen hervorrufen wie z.B. Ozon, einfließen müssten.

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Feinstaubbelastung sind fast ausschließlich auf die menschliche Gesundheit fokussiert. Für Säugetiere kann angenommen werden, dass Feinstaubbelastung ähnliche Schäden wie bei Menschen hervorruft.

Studien zu Ernteeinbußen aufgrund der Feinstaubbelastung von Pflanzen, wie sie beispielsweise für die Ozonbelastung (bodennah) verfügbar sind, existieren nicht. [Flohr 2010] weist darauf hin, dass die Ablagerung von Feinstaub Auswirkungen auf die Photosynthese und den Gasaustausch in den Blättern haben kann. Kleine Korngrößen haften effektiver an und werden schlechter vom Regen abgewaschen.

Die derzeit für die Wirkungskategorie angewandten Methoden adressieren ausschließlich das Schutzziel der menschlichen Gesundheit.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

2.1 Allgemeiner Aufbau des Indikators

Die Struktur des Indikators hängt von der Art der Wirkung ab, die abgebildet werden soll. (Midpoint- oder Endpoint Indikator - vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel 1.2.1). Im vorliegenden Projekt werden Indikatoren auf Midpoint Ebene untersucht.

Mit den Endpoint Indikatoren versucht man die Wirkungskette von der Emission bis zur letztendlichen Schadwirkung abzubilden (z.B. Tod aufgrund von Atemwegserkrankungen). Die Midpoint Indikatoren liegen zwischen Emission und letztendlicher Schadwirkung. Sie sind damit deutlich enger mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft und bilden im Idealfall die Primärwirkung ab. Partikel, die in der Lunge einen größenselektierenden Lufteinlass passieren sind ein akzeptabler Indikator für diese Wirkungskategorie, der eng mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft ist.

Die allgemeine Struktur des Midpoint-Indikators für die humantoxische Wirkung von Feinstaub kann vergleichbar zu den Midtpoint-Indikatorn in anderen emissionsseitigen Wirkungskategorien folgendermaßen dargestellt werden: Die Maßzahl des Wirkungskategorie-Indikators, die die ausgewählte Wirkung der Immission adressiert (Score), ist abhängig von der chemischen/biochemischen Eigenschaft der berücksichtigten Emissionen (Formel 1a).

$$S_i = Ch_i \qquad (1a)$$

$S_{i,r}$ =Score: Außmaß der potentiellen Feinstaubbelastung durch Luftschafstoff (i)

Ch_i = Faktor für die chemische Umwandlung: Bildung von Sekundärpartikeln (i)

Der Indikator der Formel (1a) enthält alle Elemente, die mindestens benötigt werden, um Charakterisierungsfaktoren für die Wirkungskategorie „toxische Schädigung des Menschen durch Feinstaub“ ableiten zu können.

Die Charakterisierung der einzelnen Emissionen beginnt bei der Emissionsquelle. Feinstaub wird sowohl direkt emittiert als auch sekundär aus Vorläufersubstanzen gebildet. Die direkten Emissionen benötigen keine chemische Umwandlung und besitzen direkt ein potentielles Schadrisiko. Die Bildung von Feinstaub aus emittierte Vorläufersubstanzen wie

SO_x oder NO_x unterliegt hingegen chemischen Bildungsprozessen. Die Bildung von z.B. Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat ist von vielen Faktoren wie z.B. meteorologischen Bedingungen und Gleichgewichtsverhältnissen der Substanzen in der Troposphäre abhängig. Die Ermittlung der Bildung von sekundären Partikeln kann z.B. über Ausbreitungsrechnungen erfolgen, welche nicht auf eine geographische Verortung der Immissionen abzielen müssen. Diese Bildungsprozesse der sekundären Partikel werden über den Term Ch_i aus Formel (1a) abgebildet. Für die primären Partikel wird keine chemische Umwandlung benötigt.

2.2 Aufbau des Indikators in bestehenden Charakterisierungsmodellen

Die Indikatoren existierender Charakterisierungsmethoden, z.B. nach [ReCiPe 2008], [Greco et al.2007] oder [Humbert 2009], verwenden neben den im Vergleich zu Formel (1a) drei zusätzliche Elemente: die Terme $T_{i,r}$, D_r.und Q_i

$$S_{i,r} = Ch_i * T_{i,r} * D_r * Q_i \quad (1b)$$

$S_{i,r}$ =Score: Außmaß der potentiellen Feinstaubbelastung durch Luftschafstoff (i) in der Region (r)

Ch_i = Faktor für die chemische Umwandlung: Bildung von Sekundärpartikeln (i)

$T_{i,r}$ = Transport-Faktor des Luftschafstoffes (i), welcher den räumlichen Transfer von der Emissionsquelle bis zum Wirkort (r) abbildet

D_r = Sensitivitätsfaktor der Region (r): Bevölkerungsdichte in der Region (r) und Atmungsrate

Q_i = Sensitivitätsfaktor des Wirkortes (r) bezüglich der Substanz (i): Ausmaß der gesundheitliche Wirkung (Effektfaktor)

Die Methoden adressieren allein das Schutzgut der menschlichen Gesundheit und sind somit auf die Exposition von Menschen ausgerichtet. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine Immission in einer bevölkerungsarmen Region (z.B. auf dem Meer) eine geringere potentielle Schadwirkung besitzt, als eine Immission in einer urbanen Region (z.B. Stadt). Um diesen Aspekt in den Score einfließen zu lassen werden ein Transportfaktor ($T_{i,r}$) und ein Sensitivitätsfaktor D_r berücksichtigt.

Der Transportfaktor $T_{i,r\ (Fate\ Faktor)}$ bildet den räumlichen Transfer von der Emissionsquelle zur Wirkregion ab. Wie weit eine Substanz transportiert wird und inwiefern sie in einer Region mit einer hohen Bevölkerungsdichte gelangt ist abhängig vom chemischen und physikalischen Verhalten der Partikel in der Atmosphäre. Partikel mit einer großen Korngröße lagern sich relativ nah vom Emissionsort ab. Ebenfalls besitzen Partikel kleiner 1µm die Eigenschaft Agglomerate zu bilden und sich ebenfalls relativ rasch abzulagern. Die Ausbreitung wird zu dem von meteorologischen Bedingungen und der Schornsteinhöhe bestimmt. So werden Verkehrsemissionen wahrscheinlich in der Nähe von der Emissionsquelle, den Straßen, eingeatmet, wohingegen Emissionen aus hohen Schornsteinen über tausende Kilometer transportiert werden können. All diese Faktoren müssen für eine populationsabhängige Berechnung berücksichtigt werden. Im Kapitel 2.3 sind für diese Berechnungen übliche Ausbreitungsmodelle aufgeführt.

Der Sensitivitätsfaktor D_r berücksichtigt die Bevölkerungsdichte in einer Immissionsregion und die Aufnahmemenge über das Atemvolumen des Menschen. Die Multiplikation des Transportfaktors mit D_r ergibt die Intake Fraktion, welche die durch eine Emission verursachte Aufnahmemenge beinhaltet.

Der Sensitivitätsfaktor Q_i wird nicht bei allen Charakterisierungsmodellen berücksichtigt. So endet bei [ReCiPe 2008] und [Greco et al. 2007] (vgl. Abschnitt 3.4) die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren nach dem Einbezug des Atemvolumens ohne Einbezug eines Effekt Faktors[3]. Wohingegen die in[JRC 2011] vorgeschlagenen Charakterisierungsfaktoren nach [Humbert 2009] einen Effektfaktor beinhalten und und somit die letztendliche potentielle Schadwirkung (Endpoint) einbezogen wird (vgl. Abschnitt 3.3).

2.3 Besonderheiten von Ausbreitungsmodellen

Die Ermittlung des Faktors für die chemische Umwandlung (Bildung sekundären Partikel aus Vorläufersubstanzen) und der Einbezug eines Transportfaktors, wie im Indikator aus Gleichung (1b), wird in vielen Methoden mit Hilfe von Ausbreitungsmodellen realisiert.

Die meisten Ausbreitungsmodelle dienen der geographischen Verortung von Immissionen auf der Erdoberfläche, d.h. dass über komplexe Rechenmodelle ermittelt wird, wie sich emittierte Substanzen in der Atmosphäre verteilen, ausbreiten und wo sie abgelagert werden. Diesen Berechnungen liegen meist luftchemische Zusammenhänge und meteorologische Daten zu Grunde. Die Ausbreitungsmodelle können allerdings auch nur zur Ermittlung von gebildeten Sekundärpartikeln dienen, indem alle gebildeten Partikel über die gesamte betrachtete Fläche aufsummiert werden ohne eine Wichtung hinsichtlich der geographischen Immissionsorte durchzuführen. Dies entspricht dann dem Term Ch_i aus Formel (1a).

In unterschiedlichen Methoden werden unterschiedliche Ausbreitungsmodelle hinzugezogen. Dabei können unterschiedliche Annahmen und Herangehensweisen zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die Modelle können sich u.a. in folgenden Annahmen unterscheiden:

- Art des Modells: z.B. Trajektorienmodell, Gauss-Modell, Lagrangian-Modell
- Geographischer Rahmen: Europa, USA, Dänemark
- Systemgrenze: an den Grenzen des geographischen Rahmens wird abgeschnitten
- Auflösung: Größe der Rasterzellen
- Inputdaten: z.B. Bezugsjahr
- Vereinfachungen im Modell: z.B. chemische Umwandlungen, Windgeschwindigkeit
- Hintergrundkonzentration

Aufgrund der Komplexität des Umweltmechanismus wären die Aufstellung eines globalen Ausbreitungsmodells sowie die ökobilanzielle Anwendung von regionalen Faktoren auf

[3] Effekt Faktor (EF) [Wirkung/aufgenommene Menge Schadstoff]: der Effekt Faktor quantifiziert die Wirkung auf die menschliche Gesundheit die eine bestimmte Menge aufgenommener Schadstoffe hervorruft.

globaler Ebene auf eine kaum zu bewältigende Datenfülle und Detaillierung von Daten angewiesen. Deshalb beschränken sich die einzelnen existierenden Modelle auf eine Region bzw. einen Kontinent.

Fast alle Ausbreitungsmodelle und Charakterisierungsmodelle stammen aus dem Bereich der Grenzwertpolitik. Die dabei ermittelten Faktoren werden meist unverändert als Charakterisierungsfaktoren in Ökobilanzen herangezogen. So wurden die in UBA-Ökobilanzen verwendeten Faktoren von [De Leeuw 2002] (vgl. Kapitel 3.1) ursprünglich für die Berichterstattung der Europäischen Umweltagentur (EEA)[4] genutzt. Das Modell von [Greco et al. 2007], auf das in [JRC 2011] verweist, wurde mit dem Ziel entwickelt Grundlagen für die risikobasierte Umweltpolitik zu schaffen.

Die meisten Ausbreitungsmodelle, wie z.B. das europäische Modell Eutrend, werden als offenes System modelliert. Das bedeutet, dass in den Systemgrenzen emittierte Substanzen außerhalb abgelagert werden und Emissionen von außerhalb in das System Europa gelangen können. Allerdings werden diese beiden Fälle bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Dies ist allerdings relevant, da Feinstaubpartikel bis zu einer Woche in der Atmosphäre verweilen und dabei einen Weg bis zu mehreren 1000 km zurücklegen können. Somit ist die Möglichkeit gegeben, dass sich Partikel außerhalb der Systemgrenze ablagern können. Die auf Basis der Emissionen berechneten Transportfaktoren (insbesondere für NO_x, welches dazu neigt lange Strecken zurück zu legen) können unterbewertet sein. Im Folgenden werden Annahmen und Unsicherheiten in Ausbreitungsmodellen der Methoden von [Greco et al. 2007] und [De Leeuw 2002] bzw. [ReCiPe 2008] beispielhaftdiskutiert.

Die in [Greco et al. 2007] genutzte Source-Receptor Matrix zur Berechnung der Intake Fractions basiert auf dem Climatological Regional Dispersion Model (CRDM), welches die 48 zusammenhängenden Staaten der USA umfasst. Die Staaten sind in Kreise (Counties) unterteilt. Die Auflösung des Modells hinsichtlich Modellinput in Form von Emissionen mobiler Quellen und Modelloutput in Form von Schadstoffkonzentrationen bezieht sich auf insgesamt 3080 US – Regionen. Die Emissionsdaten entstammen dem Nationalen Emissionsinventar 2001 (National Emissions Inventory – NEI), dem Federal Reference Method (FRM) sowie EPA Specification Network (ESPN) mit Bezug auf 2002. Das CRDM-Modell berücksichtigt viele physikalische und chemische Prozesse, wie z.B. nasse und trockene Deposition und die Bildungsprozesse von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat, sowie meteorologische Daten, wie z.B. Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Inversionshöhen, von 100 Satellitenstationen Nordamerikas. Mit Hilfe des Ausbreitungsmodells kann ermittelt werden in welcher Form die emittierten Partikel in welchem Bundesstaat abgelagert werden. Diese Ergebnisse fließen dann in das Charakterisierungsmodell von [Greco et al. 2007] ein.

In [Greco et al. 2007] werden u.a. folgende Unsicherheiten bzw. Anwendungsgrenzen diskutiert:

[4] European Environment Agency

- Auflösung auf Bundesstaaten (County)–Ebene: die Größen der Regionen variieren erheblich, was zu unterschiedlichen Auflösungen und zu Über-/Unterschätzung der Intake Fraction einzelner Regionen führt.
- Ablagerungen in Küstenregionen besitzen Unsicherheiten
- Bei der Anwendung außerhalb des betrachteten US-Gebietes ist Vorsicht geboten.
- Es wurden jährliche Durchschnittswerte verwendet, ohne auf saisonale Gegebenheiten einzugehen.
- Die direkte Exposition von Passanten auf der Straße wurde nicht einbezogen.
- Vereinfachte Behandlung der chemischen Reaktionen von Sulfat/Nitrat zu sekundären Aerosolen.

Den Berechnungen von [De Leeuw 2002] bzw. [ReCiPe 2008] liegt das atmosphärische Ausbreitungsmodell TREND bzw. EUTREND von [Van Jaarsveld 1995] und [Van Jaarsveld et al. 1997] zu Grunde, dasals Vorläufer des heute verfügbaren Ausbreitungsmodells OPS (Operational Priority Substances Model) angesehen werden kann. Es handelt sich um ein Lagrangesches Partikelmodell, das die Schadstoffausbreitung über Trajektorien berechnet, und ist gekoppelt mit einem Gauß Modell für lokale Ausbreitung. In EUTREND wird Europa in 8064 Rasterzellen mit jeweils 50x50 km² unterteilt. Die Emissionen sind dabei pro Rasterzelle hinterlegt. Das komplexe Ausbreitungsmodell dient der Berechnung von Verteilung und Deposition der Emissionen, so dass ermittelt werden kann, in welcher Zelle Partikel trocken abgelagert werden. Folgende Parameter werden z.B. in EUTREND berücksichtigt: trockene und nasse Deposition, Advektionsvorgänge und chemische Reaktionen sowie Reaktionsaffinitäten; z.B. regagiert NH_3 zuerst mit dem vorhandenen SO_4^{2-} zu Ammoniumsulfat und das verbleibende NH_3 reagiert anschließend mit NO_3^- zu Ammoniumnitrat.

Auch EUTREND beinhaltet modellbedingte Unsicherheiten, wie z.B.:

- Annahmen zur Ausbreitung der Substanzen (Annahmen zu Windgeschwindigkeit, Berechnung der Deposition, etc.)
- Bestimmung der Systemgrenzen: Emissionen, die außerhalb Europa abgelagert werden, werden abgeschnitten und eingehende Emissionen werden nicht betrachtet, d.h. dass diesen Emissionen keine Schadwirkung zugerechnet wird
- Zu Grunde gelegte meteorologischen Bedingungen

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub“.

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	[De Leeuw 2002] Wirkungskategorie-Indikator: AFP [kg PM_{10}-e] (Aerosol Formation Potential) Charakterisierungsfaktor:AFP_i [kg PM_{10}-e/kg Emission i]
[CML 2002] + Aktualisierungen	-keine Berücksichtigung
[JRC 2011]	[Humbert 2009] Wirkungskategorie-Iindikator: Schadwirkung auf die menschliche Gesundheit [kg $PM_{2,5}$-e] Charakterisierungsfaktor: [kg $PM_{2,5}$-e/kg Emission i]
[ReCiPe 2008]	[Van Zelm et al. 2008] Wirkungskategorie-Indikator: PMFP [kg PM10-e[(Particulate Matter Formation Potential) Charakterisierungsfaktor: $PMFP_i$[kg PM_{10}-e/kg Emission i]
[GPPS 2011]	Methode von [ReCiPe 2008]
[Impact 2002+]	Rückrechnung aus Eco-indicator 99

3.1 UBA (1995, 1999) + Aktualisierungen

In [UBA 1995] und [UBA 1999] sowie in den Getränkeverpackungsökobilanzen [UBA 2000] und [UBA 2002] wird die Feinstaubproblematik nicht thematisiert und die Wirkungskategorie „toxische Schädigung des Menschen durch Feinstaub“ nicht berücksichtigt.

Seit dem Jahr 2004 werden Feinstaubemissionen in Studien vom Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) mit Charakterisierungsfaktoren, die von [De Leeuw 2002] abgeleitet

wurden, in einer separaten Wirkungskategorie („Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub (PM10)“) belegt. Neben den veröffentlichten Studien [IFEU 2010a] (IK PET), [IFEU 2010b] (PETCYCLE) und [IFEU 2010c] (BCME) wurde die vom IFEU entwickelte Methode auch in z.B. folgenden UBA Texten angewandt:

- UBA Texte 04/07 ([UBA 2007]): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle
- UBA Texte 31/12 ([UBA 2012]): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle

Die Bezeichnung der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub (PM10)“ zeigt, dass ausschließlich die menschliche Gesundheit als Schutzziel adressiert wird. Berücksichtigt werden Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser <10µm (PM_{10}). Der Wirkungskategorie-Indikator ist das Aerosolbildungspotential (Aerosol Formation Potential)und die Charakterisierungsfaktoren werden in der Einheit . [kg PM_{10}-e/kg Emission] angegeben.

Zur Berechnung des Indikatorergebnisses werden Primärpartikel und Sekundärpartikel, die aus Vorläufersubstanzen wie NH_3, SO_2, NH_3 und NMVOC entstehen, berücksichtigt.

Die primären Partikel (PM_{10} und $PM_{2,5}$) gelten als gebildete Aerosole, unterliegen somit keiner Umwandlung und fließen über die Masse der direkten Staubemissionen (Sachbilanzergebnis) zu 100% ein, d.h. mit einem Charakterisierungsfaktor von 1. Eine Differenzierung zwischen PM_{10} und $PM_{2,5}$ erfolgt nicht.

Zur Quantifizierung der Sekundärpartikelbildung aus den anorganischen Vorläufersubstanzen (SO_x, NO_x und NH_3) werden Charakterisierungsfaktoren, wie sie bis 2011[5] in der Berichterstattung der Europäischen Umweltagentur (EEA) genutzt wurden, herangezogen. Die Charakterisierungsfaktoren für die drei Substanzen SO_x, NO_x und NH_3 wurden von [De Leeuw 2002] hergeleitet und werden in der Publikation als „Aerosol formation factors“ bezeichnet [kg PM_{10}-e/kg Emission].

Die Berechnung dieses Aerosol Formation Factors (AFF) basiert auf dem Ausbreitungsmodell TREND von [Van Jaarsveld 1995] mit europäischen Emissionen aus dem Jahr 1995 (siehe Kapitel 2.3). Mit Hilfe dieses Ausbreitungsmodells wird ermittelt, wie viele Sekundärpartikel aus den ursprünglich emittierten Vorläufersubstanzen gebildet werden. Diese Fraktion wird anschließend mit einem Massekorrekturfaktor multipliziert. Der Massekorrekturfaktor entspricht dem Verhältnis zwischen Molarer Masse des Sekundärpartikels (z.B. NH_4^+) zur Vorläufersubstanz (z.B. NH_3).

Die Quantifizierung der Sekundärpartikelbildung aus NMVOC verlangt die Kenntnis der Einzelverbindungen. Da in Sachbilanzdatensätzen i.d.R. NMVOC als Summenparameter

[5] Die EEA hat bis 2011 die Charakterisierungsfaktoren von [De Leeuw 2002] zur Wichtung der einzelnen Vorläufersubstanzen genutzt. In neueren Berichten werden die einzelnen Sekundärpartikel getrennt voneinander, d.h. ohne Aufsummierung, abgebildet. Der Grund für die Änderung in der Berichterstattung liegt darin, dass die Feinstaubsituationen der einzelnen europäischen Staaten sehr unterschiedlich sind und somit nicht über einen europäischen Durchschnittswert von [De Leeuw 2002] verrechnet werden können. Die mit diesen einfachen Faktoren verbundenen Unsicherheiten könnten bei einer Anwendung auf Länderemissionen zu missverständlichen Ergebnissen führen.

gelistet sind, wurde der hierfür von [Heldstab et al. 2003] für die Schweiz hergeleitete Mittelwert berücksichtigt.

Das beschriebene Vorgehen berücksichtigt zur Ableitung der Charakterisierungsfaktoren für Sekundärpartikel den Faktor der chemischen Umwandlung Ch_i aus Formel (1a):

$$AFF_i = F_i * M_i \quad (2)$$

AFF_i = Aerosol Formation Factor

F_i = Anteil gebildeter Sekundärpartikel (Aerosol Formation Factor)

M_i = Massekorrekturfaktor

In dem Charakterisierungsmodell von [De Leeuw 2002] wurden keine Sensitivitäten oder Regionalitäten einbezogen. Abgebildet wird das toxikologische Risikopotenzial aufgrund von Aerosolbildung durch Emission von Primär- und Sekundärpartikeln (<10 µm).

3.2 CML 2002 + Aktualisierungen

Im [CML 2002] Handbuch wir das Thema Feinstaub nicht diskutiert und dementsprechend werden keine Charakterisierungsfaktoren für Feinstaub vorgeschlagen. Auch die letzte Aktualisierung der Charakterisierungsfaktoren vom März 2013 berücksichtigt die Wirkungskategorie „toxische Schädigung des Menschen durch Feinstaub“ nicht.

3.3 JRC (ILCD Handbook 2011)

Im ILCD Handbuch [JRC 2011] wird die Wirkungskategorie als „particulate matters / Respiratory Inorganics“ bezeichnet. In den Empfehlungen der JRC wird für die Midpoint-Ebene das Modell RiskPoll von [Rabl & Sparado 2004] als Basis zur Berechnung von Intake Fractions vorgeschlagen. Die Methoden von [Greco et al. 2007] wird neben anderen Methoden wie z.B. [Van Zelm et al 2008] für Sensitivitätsanalysen vorgeschlagen.

Die Klassifikation in [JRC 2011] führt RiskPoll und [Greco et al. 2007] als Level I (recommended and satisfactory).Die Begründung hierfür bezieht sich weniger auf das Modell als auf den Kenntnisstand der gesundheitlichen Wirkungen von Feinstaub.[6]

Die vorgeschlagenen und untersuchten Methoden adressieren alle das Schutzgut der menschlichen Gesundheit.

Neben den im ILCD Handbuch [JRC 2011] vorgeschlagenen Methoden, hat das JRC Charakterisierungsfaktoren für alle Wirkungskategorien publiziert (vgl. [JRC 2012]). In den meisten Fällen beziehen sich die publizierten Charakterisierungsfaktoren auf die im ILCD Handbuch 2011 vorgeschlagenen Methoden. In der Wirkungskategorie Feinstaub hingegen unterscheiden sich die Faktoren von dem ursprünglichen JRC-Vorschlag auf 2 Ebenen:

- Die publizierten Faktoren stammen nicht, wie im ILCD Handbuch 2011 vorgeschlagen, direkt aus RiskPoll, sondern sind [Humbert 2009] entnommen, welcher die von der

[6] [JRC 2011]: “since the human health effects of PM has been extensively studied”

JRC vorgeschlagenen Methoden miteinander kombiniert. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass der Ansatz von [Humbert 2009] und die dort integrierte Methode USEtox[7] explizit nicht von JRC vorgeschlagen, allerdings als nützlich für weitere Forschung oder Konsistenzprüfungen eingestuft werden.

- Der Beschreibung in [JRC 2011] ist zu entnehmen, dass die Generierung der Midpoint-Faktoren auf Basis der Intake Fractions erfolgt. Allerdings basieren die publizierten Faktoren auf den als Endpoint-Faktoren berechneten DALYs [Humbert 2009]. Die in [JRC 2012] dokumentierten Endpoint-Faktoren ergeben sich aus den Faktoren von [Humbert 2009, JRC 2011], multipliziert vermutlich mit einem weiteren Effekt-Faktor.

Da sich die in JRC 2012 publizierten Charakterisierungsfaktoren auf die Methode von [Humbert 2009] stützen, steht diese Methode in Fokus der folgenden Ausführungen.

Die in der Dissertation von [Humbert 2009] publizierte Forschungsarbeit wurde in enger Zusammenarbeit mit der für Feinstaub verantwortlichen Arbeitsgruppe der UNEP-SETAC Life Cycle Initiative durchgeführt.

Das Ziel von [Humbert 2009] ist, regional differenzierte Charakterisierungsfaktoren für die weltweite Anwendung bereitzustellen. Hierfür werden verschiedene Ausbreitungsmodelle bzw. Charakterisierungsmodelle sowie verschiedene Modelle für die Bestimmung eines Effektfaktors analysiert und in einem Modell konsistent zusammengefügt. Die Bestimmung der Charakterisierungsfaktoren lehnt sich an die Vorgehensweise in USEtox (vgl. Anhang 9: „Human- und Ökotoxizität“) an:

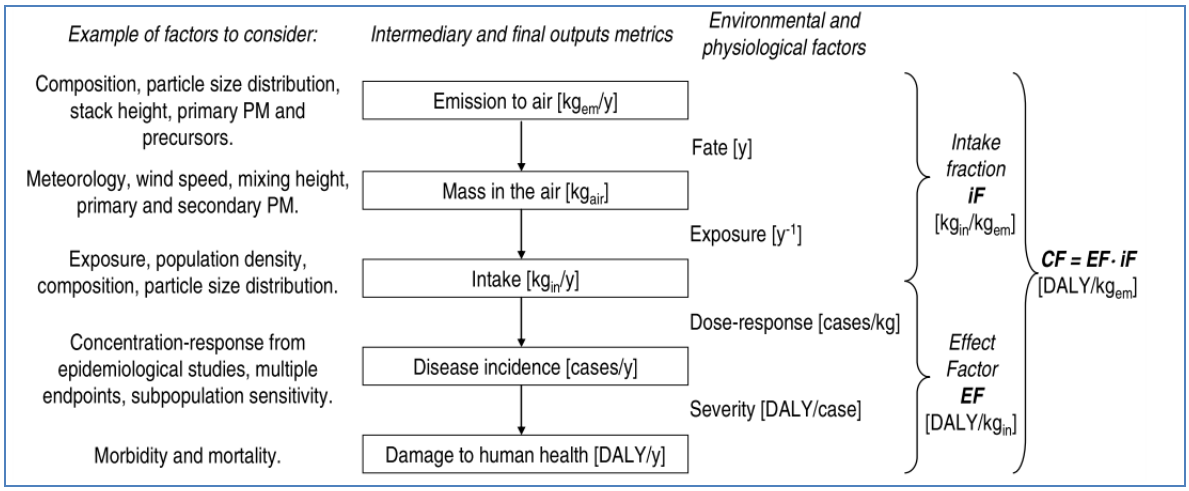


Abbildung 4: Wirkungskette von der Emission bis zur Schädigung der Menschlichen Gesundheit zur Ermittlung von Charakterisierungsfaktoren (CF) ([Humbert 2009])

Der Charakterisierungsfaktor setzt sich demnach aus folgenden Elementen zusammen:

- Transportfaktor (Fate-Faktor): emittierte Substanzen werden über ein Ausbreitungsmodell verteilt und einem Wirkort zugeordnet, Vorläufersubtanzen unterliegen der chemischen Umwandlung zu Sekundärpartikeln (entspricht dem

[7] vgl. Anhang 9, Ableitung der Empfehlungen für Human und Ökotoxizität

Transportfaktor ($T_{i,r}$) und dem Faktor für die chemische Umwandlung (Ch_i) aus Formel (1b)).

- Expositionsfaktor: die dem Transportfaktor entnommenen Konzentrationen am Wirkort werden mit der dortigen Bevölkerungsdichte und Atmungsrate multipliziert (entspricht dem regionalen Sensitivitätsfaktor D_r. aus Formel (1b)).
  → Aus dem Transport- und Expositionsfaktor ergibt sich die Intake Fraction ausgedrückt in Kilogramm inhalierter Partikel pro Kilogramm emittiertem Schadstoff

- Faktor der Dosis-Wirkungsbeziehung: Häufigkeit von Erkrankungen und Sterblichkeit pro eingeatmetem Schadstoff
- Faktor für die verlorenen Lebensjahre (DALY[8]) im Verhältnis zu Häufigkeit von Erkrankungen
  → Aus diesen beiden Faktoren ergibt sich der Effektfaktor ausgedrückt in DALY pro kg inhalierter Partikel

Der Charakterisierungsfaktor „CF“ ergibt sich aus dem Produkt von Intake Fraction und Effektfaktor mit der Einheit [DALY/kg emittiert].

Die Intake Fraction wird lt. [Humbert 2009] entscheidend durch den Emissionsort - insbesondere hinsichtlich verschiedener Schornsteinhöhen und Urbanisierungsgrade (z.B. Emission in einer ländlichen oder städtischen Gegend), die damit in Verbindung stehenden regionalen Gegebenheiten (z.B. Bevölkerungsdichte) sowie meteorologischen Bedingungen (z.B. Windgeschwindigkeiten) und die Emissionen selbst (primäre Aerosole oder Vorläufersubstanzen) beeinflusst. So können die Intake Fractions basierend auf Emissionen in urbanen Gegenden aufgrund unterschiedlicher Bevölkerungsdichte um das 10fache höher ausfallen als basierend auf Emissionen in ländlichen Gegenden. Ähnliche Spannbreiten ergeben sich aufgrund unterschiedlicher zu Grunde gelegter Schornsteinhöhen.

Um diese Unterschiede nicht zu vernachlässigen, werden 97 verschiedene Intake Fractions berechnet. Dabei werden folgende Unterscheidungsmerkmale zu Grunde gelegt:

- Schornsteinhöhe: hoch, niedrig, bodennah, unspezifiziert
- Emissionsort: Innenraum – privat, Innenraum – Büro, urbane Gegend, ländliche Gegend, abgelegene Gegend, unspezifiziert
- Schadstoffe: PM_{10}, $PM_{10-2,5}$, $PM_{2,5}$, SO_2, NO_x, NH_3, CO

Für jeden Schadstoff wird ein Faktor pro Schornsteinhöhe und Emissionsort – sofern dies Sinn ergibt – bereitgestellt.

CO wird für die in [Humbert 2009] als „Respiratory Inorganics“ bezeichnete Wirkungskategorie aufgenommen, da diese Substanz nach [Humbert 2009] oft in Wirkungsabschätzungsmethoden bei den Respiratory Inorganics zusammen mit primären und sekundären Emissionen gelistet ist.

[8] Quantifizierung verlorener Lebensjahre (Disability Adjusted lost Life Years – DALYs)

Die in unterschiedlichen Modellen errechnete Intake Fraction für PM2,5 wurde in [Humbert 2009] in Abhängigkeit von der Emissionsregion analysiert (Abbildung 7)

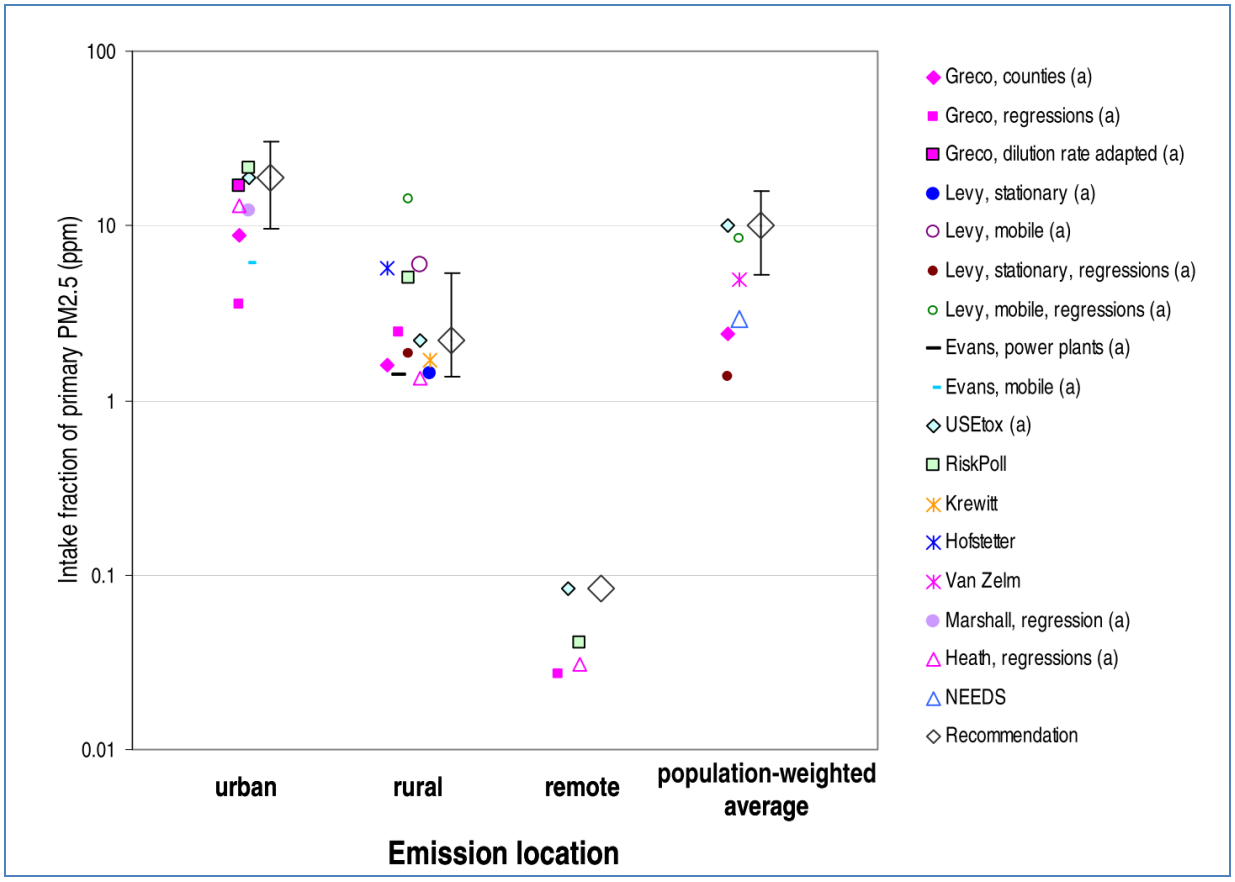


Abbildung 5: Intake Fractions der primären Partikel $PM_{2,5}$ verschiedener Modelle sowie den in [Humbert 2009] vorgeschlagenen Wert, unterschiedenen nach folgenden Gegenden: urban: urbane Gegend, rural: ländliche Gegend, remote: abgelegene Gegend, population-weighted average: populationsgewichteter Durchschnitt

Aus dieser Analyse und weiteren Vergleichen geht hervor, dass die Unterschiede, diedurch verschiedene Ausbreitungsmodelle und zu Grunde gelegten Daten hervorgerufen werden, zwischen den Ergebnissen unterschiedlicher Methoden kleiner sind als die Unterschiede aufgrund der Emissionsorte. Da keine Methode alle Informationen liefert zieht [Humbert 2009] den Schluß, dass Daten zur Intake Fraction aus verschiedenen Modellen parallel angewandt werden können.

Folgende Auflistung zeigt, aus welchen Methoden die Intake Fractions der einzelnen Substanzen von [Humbert 2009] aufgenommen wurden:

- Emissionen in die Umgebungsluft:
  - PM10: RiskPoll
  - $PM_{2,5}$: USEtox [9]
  - NO_x und SO_x: [Greco et al. 2007]
  - NH_3: [Van Zelm et al. 2008]
  - CO: [Marshall 2007]
- Emissionen in die Raumluft: [Hellweg et al. 2009]

[9] vgl. Anhang 9: „Human- und Ökotoxizität“

Da nicht alle Methoden die Daten für alle Gegenden sowie alle relevanten Schornsteinhöhen beinhalten, werden die fehlenden Intake Fractions in [Humbert 2009] aus anderen vorliegenden Daten extrapoliert. Weiterhin werden die Intake Fractions, wenn möglich, mit den im Anhang II gelisteten Daten harmonisiert; somit wird eine weltweite Anwendung der „Intake Fractions“ realisiert Für die Berechnung hinsichtlich des Emissionsorts unspezifizierter Werte wird ebenfalls die Tabelle aus Anhang II herangezogen.

Zu erwähnen ist, dass die berechneten Intake Fraktions für Stickstoffdioxid durch den Faktor vier geteilt werden, da angenommen wird, dass sich Ammoniumnitrat nur im Winter bildet.

Die im Anhang III gelisteten Intake Fractions bilden die Grundlage für die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren. Für diese Berechnung wird in [Humbert 2009] noch der Effektfaktor benötigt. Die Effekt-Faktoren der einzelnen primären Partikel und Vorläufersubstanzen werden wiederum aus unterschiedlichen Quellen hergeleitet. Den Publikationen [Van Zelm et al. 2008], [Kuenzli et al. 2006] und [Hofstetter 1998] werden für 8 verschiedene Schadensendpunkte, wie z.B. chronische Bronchitis oder Asthma Anfälle, Effektfaktoren für PM_{10} entnommen bzw. berechnet und aufaddiert. Dieser Effektfaktor beträgt in der Summe 82 DALY pro inhaliertes Kilogramm PM_{10}. Von dem Effektfaktor für PM_{10} werden alle anderen Effektfaktoren über Wichtung mit Werten aus dem ExternE Projekt [EC 2005] abgeleitet. Es wird angenommen, dass bodennah emittiertes $PM_{2,5}$ einen 2,44 mal und unspezifisch emittiertes $PM_{2,5}$ einen 1,7 mal so hohen Effektfaktor wie PM_{10} besitzt. Stickstoffdioxid und Ammoniak werden wie PM_{10} und Schwefeldioxid wie $PM_{2,5}$ gehandhabt. So wird für jede Substanz ein Effektfaktor zugeordnet.

Durch Multiplikation der Effekt-Faktoren mit den Intake Fractions werden die im Anhang IV gelisteten Charakterisierungsfaktoren berechnet. Diese Charakterisierungsfaktoren können lt. [Humbert 2009] direkt in den heutigen Ökobilanzen verwendet werden.

In der Dissertation von Humbert werden verschiedene Einschränkungen und Unsicherheiten diskutiert. So werden die mit Ausbreitungsmodellen verbundenen Unsicherheiten genannt. Er weist darauf hin, dass sich die Unsicherheiten reduzieren lassen, indem in Sachbilanzen Emissionsorte für die relevanten Substanzen spezifiziert werden (Relevanz der Unterschiede in seinem Charakterisierungsmodell zwischen urban und ländlich).

Durch Normierung der Charakterisierungsfaktoren von [Humbert 2009] auf $PM_{2,5}$ (vgl. Anhang IV) erhält man die von [JRC 2012] veröffentlichten Charakterisierungsfaktoren.: [kg PM2,5-e/kg Emission i]

3.4 ReCiPe 2008

Die Methodensammlung [ReCiPe 2008] bezieht sich hinsichtlich der Wirkungskategorie „Human health damage due to PM_{10}“[10] auf die Veröffentlichung von [Van Zelm et al. 2008]: „European characterization factors for human health damage of PM_{10} and ozone in life cycle impact assessment“ [11], welche auf dem Ausbreitungsmodell EUTREND aufbaut. Das Charakterisierungsmodell integriert die Bevölkerungsdichte von Immissionsregionen und ist geographisch in Europa zu verorten.

Der Wirkungskategorie-Indikator wird in [ReCiPe 2008] als „Particulate Matter Formation - PMF“ (Bildung von Feinstaubpartikeln) bezeichnet. Der zugehörige Charakterisierungsfaktor ist das „Particulate Matter Formation Potential (PMFP)“ ausgedrückt in [kg PM_{10}-e/$kg_{Emission}$].

Wird die Struktur des Indikators genauer betrachtet, so kann festgestellt werden, dass dieser nicht nur die Bildung von Feinstaubpartikeln, sondern auch Daten zur Bevölkerungsdichte sowie zur Aufnahme durch die Atemluft beinhaltet.

In folgender Formel (3) ist die Struktur des Indikators dargestellt:

$$IF_{pop,x,i} = \frac{dI_{pop,k,i}}{dM_x} = (IH \cdot N_i)\frac{dC_{k,i}}{dM_x} \qquad (3)$$

$IF_{pop,\,x,\,i}$ = Intake Factor (Aufnahme-Faktor) bzgl. Emission x durch die europ. Bevölkerung in der Zelle i [kg/kg]

$dI_{pop,\,k,\,i}$ = Intake Rate (Aufnahmerate) bzgl. Immission k durch die europ. Bevölkerung in der Zelle i [kg/Jahr]

dM_x = marginale Änderung der Emission x [kg/Jahr]

IH = Durchschnittliche menschliche Atmungsrate [m³/Jahr] = 4745 m³/Jahr (U.S. EPA, 1997)

N_i = Einwohnerzahl der Zelle i

$dC_{k,\,i}$ = Jährliche Durchschnittskonzentration der Immission k in der Zelle i [kg/m³]

Quelle: ReCiPe 2008

Der Indikator ist demnach definiert als die Änderung der Aufnahme-Rate einer Immission k bedingt durch die Änderung der Emissionen x. Es handelt sich um einen marginalen Ansatz, da nicht die absoluten Feinstaubkonzentrationen, sondern die Konzentrationsänderung bei zusätzlicher Emission herangezogen wird. Als marginale Änderung der Emissionen wird ein Anstieg von 1% angenommen.

Der erste Schritt in der Berechnung der Charakterisierungsfaktoren wird durch das Ausbreitungsmodell EUTREND realisiert (siehe Kapitel 2.3). In EUTREND sind die relevanten Emissionen, die zu Feinstaub führen, pro Rasterzelle hinterlegt. Zum Bezugsjahr der Emissionen wird in [ReCiPe 2008] und [Van Zelm et al. 2008] keine Aussage getroffen. Es wird jedoch auf die gleiche Publikation von [Van Jaarsveld 1995] verwiesen, wie in [IFEU

[10] Schädigung der Gesundheit durch PM10

[11] Europäische Charakterisierungsfaktoren für die Quantifizierung von Schäden der menschlichen Gesundheit hervorgerufen durch PM10 und Ozon zur Anwendung in Ökobilanzen

2010a,b,c] - , was als Bezugsjahr das Jahr 1995 vermuten lässt. In EUTREND wird die Verteilung und Deposition der Emissionen über komplexe Ausbreitungsrechnungen berechnet, so dass ermittelt werden kann, in welcher Zelle Partikel trocken abgelagert werden. Die Berechnung wird zwei Mal durchgeführt: zum einen mit den Emissionen des Bezugsjahrs und zum anderen mit dem Emissionensanstieg von 1%. Die Emissionsdifferenz geht als dM_x und die Immissionsdifferenz als ($dC_{k,i}$) in die Gleichung (2) ein. Für die Bildung sekundärer Partikel ist relevant, dass EUTREND die Reaktionsaffinitäten beachtet. So regagiert NH_3 zuerst mit dem vorhandenen SO_4^{2-} zu Ammoniumsulfat und das verbleibende NH_3 reagiert anschließend mit NO_3^- zu Ammoniumnitrat.

Die in den jeweiligen Zellen vorhandenen Konzentrationsänderungen werden anschließend mit der Einwohnerzahl N und der Atmungsrate verrechnet. Die Einwohnerzahl wurde [Oak Ridge National Laboratory 2004] entnommen.

Formel (3) beschreibt die Intake Factor pro Zelle. In einem weiteren Schritt erfolgt eine Aufsummierung der Intake Factors aller Zellen (Formel (4)):

$$IF_x = \sum_{i=1}^{8064} IF_{pop,x,i} \qquad (4)$$

$IF_{pop,x,i}$ = Intake Factor bzgl. Emission x durch die europ. Bevölkerung in der Zelle i [kg/kg]

IF_x = Intake Factor bzgl. Emission x durch die gesamte europ. Bevölkerung über alle 8064 Zellen hinweg [kg/kg]

Beträgt z.B. der Intake Factor von PM_{10} 4,9E-6 kg, bedeutet dies, dass 4,9 mg PM_{10} pro 1kg zusätzlich primär emittiertem PM_{10} von der europäischen Bevölkerung eingeatmet wird.

Der Intake Faktor (IF_i) beinhaltet die Terme (Ch_i), ($T_{i,r}$) und (D_r) aus Formel (1b) und wird zur Bildung des Charakterisierungsfaktors PMFP auf PM_{10} normiert, d.h. der Intake Faktor jeder Substanz wird durch den von PM_{10} geteilt.

Für folgende Substanzen werden Charakterisierungsfaktoren berechnet:

- PM_{10}
- SO_2 (welches zu SO_4^{2-} umgewandelt wird und anschließend mit NH_4^+ zu Ammoniumsulfat reagiert)
- NH_3 (welches zu NH_4^+ umgewandelt wird und anschließend mit SO_4^{2-} zu Ammoniumsulfat oder mit NO_3^- zu Ammoniumnitrat reagiert)
- NO_x (welches zu NO_3^- umgewandelt wird und anschließend mit dem verbleibenden NH_4^+ zu Ammoniumnitrat reagiert)

Es wird kein Charakterisierungsfaktor für $PM_{2,5}$ bereit gestellt.

Zusätzlich wurde eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich unterschiedlicher Schornsteinhöhen durchgeführt. Die Untersuchungen ergeben, dass für NH_3 und NO_x keine relevanten Unterschiede vorhanden sind. Für SO_2 ist der Wert für niedrige Schornsteine um das Zweifache niedriger und für primäres PM_{10} um das Dreifache höher als für hohe Schornsteine.

3.5 GPPS 2011

Im Leitfaden [GPPS 2011] wird die Wirkungskategorie, die sich mit dem Thema Feinstaub auseinandersetzt folgendermaßen betitelt: „Particulate Respiratory Effects“ (Wirkungen auf die Atemwege durch Partikel).

Zur Quantifizierung wird die Methode von [ReCiPe 2008] (siehe Kapitel 3.4) auf Midpoint-Ebene - mit Charakterisierungsfaktoren ausgedrückt in [PM_{10}-äq./kg] - vorgeschlagen. Begründet wird dies mit einer hohen Akzeptanz von Stakeholdern und der Verfügbarkeit in Software. Allerdings wird angenommen, dass das Thema Feinstaub zukünftig weiter entwickelt wird.

3.6 Impact 2002+

In [IMPACT 2002+] lautet der Titel dieser Wirkungskategorie wie folgt: „Respiratory effects (caused by inorganics)“ (Wirkungen auf die Atemwege durch anorganische Substanzen).

Für diese Wirkungskategorie wird in IMPACT 2002+ die Methodensammlung Eco-indicator 99 herangezogen. Die Midpoint-Charakterisierungsfaktoren leiten sich nicht von einem Midpoint-Modell ab, sondern werden aus den Endpoint-Faktoren von Eco-indicator 99 rückgerechnet.

Charakterisierungsfaktoren sind auf $PM_{2,5}$–e pro kg Emission i normiert und werden für folgende Substanzen bereitgestellt:

- PM_{10} und $PM_{2,5}$
- NH_3, NO_x und NO_2
- SO_x, SO_2 und SO_3
- Partikel
- CO

4 Empfehlungen

Die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub“ ist eine Unterkategorie der Wirkungskategorie „Humantoxizität“, die seit langem in Ökobilanzen verwendet wird. Wie in Anhang 9 ausgeführt ist die Behandlung die Behandlung dieser Wirkungskategorie auch heute noch nicht unproblematisch möglich. Daher empfehlen die Auftragnehmer die Berücksichtigung der Unterkategorie. Allerdings muss in der Auswertung auf alle Wirkungskategorien, die die Humantoxizität reflektieren, gemeinsam eingegangen werden.

Die Charakterisierungsmodelle der ausgewählten Referenzen zur Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub“ basieren auf ähnlichen methodischen Ansätzen, beinhalten allerdings verschieden viele Schritte entlang der Wirkungskette von der Emission bis zur Schadwirkung (Midpoint-/Endpoint-Indikatoren; vgl. Themenpapier Wirkungsabschätzung Kapitel xxx).

In [De Leeuw 2002] werden mittels dem europäischen Ausbreitungsmodell TREND (vgl. [Van Jaarsveld 1995]) Faktoren für sekundäre Partikel berechnet, indem ermittelt wird, wie viel der emittierten Vorläufersubstanzen (NOx, NH4 und SOx) als Sekundärpartikel auf der Erdoberfläche immitiert werden. Die Faktoren stellen einen europäischen Mittelwert dar. Zwar werden im TREND – Modell die Immissionswerte pro Rasterzelle berechnet, doch bezieht sich der methodische Ansatz von [De Leeuw 2002] nicht auf regionale Sensitivitäten.

Das Charakterisierungsmodell von [Van Zelm et al. 2008] basiert ebenfalls auf dem Ausbreitungsmodell EUTREND (vgl. [Van Jaarsveld 1995]; [Van Jaarsveld et al. 1997]). Dieser Ansatz geht einen Schritt weiter als [De Leeuw 2002] und ermittelt über Bevölkerungsdichten der einzelnen Rasterzellen Intake-Fractions und bezieht somit regionale Sensitivitäten ein. Damit unterliegt die Wirkung jedes emittierten Schadstoffs einer bestimmten Schadwahrscheinlichkeit. Einer Immission in bevölkerungsreichen Regionen wird eine höhere Schadwahrscheinlichkeit als einer Immission in bevölkerungsarmen Regionen zugeteilt. Als Charakterisierungsfaktoren werden emissionsgewichtete europäische Mittelwerte bereitgestellt, welche ein Wirkungspotential und keine räumliche Differenzierung mehr beinhalten.

Die von der [JRC 2012] publizierten Midpoint-Charakterisierungsfaktoren aus [Humbert 2009] basieren ebenfalls auf über Ausbreitungsmodelle ermittelten Intake-Fractions, enthalten aber zusätzlich einen Effekt-Faktor und besitzen - vor der Normierung auf PM2,5-Äquivalente - die Einheit DALY. Somit entsprechen diese Charakterisierungsfaktoren eigentlich Endpoint-Faktoren. [Humbert 2009] kombiniert

“

viele verschiedenen Charakterisierungsmodelle unterschiedlicher Kontinente – u.a. auch [Van Zelm et al. 2008] - und stellt globale Charakterisierungsfaktoren zur Verfügung. Die Anwendung verschiedener Ausbreitungsmodelle in einem Charakterisierungsmodell wird damit begründet, dass die Unterschiede zwischen den Ausbreitungsmodellen kleiner sind als zwischen den verschiedenen Emissionsorten (Regionen hoher/niedriger Bevölkerungsdichte).

Die nachfolgenden Empfehlungen basieren auf dem in [UBA 1999 12] formulierten Grundlagen zur Behandlung der Wirkungskategorie „Direkte Gesundheitsschädigung:

> *„Weiterhin muß im Rahmen der Bewertung von Ökobilanzen klargestellt werden, für welche Individuen eine eventuelle Gesundheitsbeeinträchtigung betrachtet und bewertet werden soll. […] Dabei soll der Schutzgedanke für* ***alle Menschen auf der Erde, unabhängig von Wohnort****, Nationalität, Rasse oder Klasse gelten. Im Gegensatz zu der Ökotoxizität liegt bei der Humantoxizität das* ***Hauptinteresse eher auf der Gesundheit des Einzelindividuums****, es sind aber auch Fälle denkbar, in denen sich Effekte im Populationsmaßstab auswirken können (z.B. Wirkungen von hormonähnlich wirkenden Chemikalien auf die Reproduktionsfähigkeit).“*

Dieser Prämisse folgend, sollte der Einbezug von regionalen Sensitivitäten, basierend auf realen Bevölkerungsdichten, für Kategorien, die das Schutzgut der menschlichen Gesundheit betreffen, vermieden werden. Beim Einbezug von Bevölkerungsdichten würde einer Emission in einer bevölkerungsarmen Region ein geringerer Charakterisierungsfaktor zugeordnet, obwohl die Gesundheit der dort wohnhaften Personen ebenfalls gefährdet ist.

- Die derzeit einzige Basisliteratur, aus der sich Charakterisierungsfaktoren ohne den Einbezug der Bevölkerungsdichte ableiten lassen, ist [De Leeuw 2002]: Deshalb werden die unter Kapitel 3.1 vorgestellten und von [De Leeuw 2002] abgeleiteten Charakterisierungsfaktoren für die Anwendung in Ökobilanzen für Getränkeverpackungen empfohlen.
- Die methodische Basis von [De Leeuw 2002] und das zu Grunde liegende Ausbreitungsmodell entsprechen dem Ansatz von [Van Zelm et al. 2008], der auch in [Humbert 2008] eingeflossen ist.
- In Anlehnung an die Leitlinien von [WHO 2005], nach denen die Feinstaubfaktion PM2,5 maßgeblich ist für die toxische Wirkung ist, sollen die bestehenden Faktoren aus [De Leeuw 2002] auf PM2,5-e bezogen werden (vgl. Anhang V):
    - PM10 kann behelfsweise entsprechend [WMO 2005] über die Annahme, dass PM10 aus 50% PM2,5 besteht, angepasst werden.
    - Die Sekundärpartikel Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat entsprechen der Größenordnung von $PM_{2,5}$ Partikeln [WMO 2005]. Für

[12] S. A1-7

Vorläufersubstanzen diese beiden Aerosole können die Faktor aus [De Leeuv 2002] (AFF – sieh Kapitel 3.1))direkt übernommen werden.

- Ebenso wie Vorläufersubstanzen von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat werden NMVOC als Vorläufersubstanzen für Partikel der der Größenordnung von PM2,5 Partikel.

Der Wirkungskategorie-Indikator ist das Aerosol Formation Potential (AFP) [kg PM2,5-eq.]; Charakterisierungsfaktor. [kg PM2,5-eq./kg Emission i].

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung von Wirkungsabschätzungsergebnissen bilden die in Sachbilanzen zusammengestellten Daten. In Regelökobilanzen wird meistens auf Datensätze aus Datenbanken zurückgegriffen. Bei der Handhabung dieser Daten ist die wichtigste Anforderung in der Sachbilanz die kritische Analyse der Datenqualität und Datensymmetrie, sowohl in den verwendeten modularen Datensätzen innerhalb eines Lebensweges als auch beim Vergleich der Datensätze unterschiedlicher Produktsysteme.

Sind in einzelnen Inventaren PM_{10} und $PM_{2,5}$ parallel gelistet, so könnte eine Doppelzählung der Partikel kleiner 2,5µm vorliegen, da im PM_{10}-Wert auch alle Partikel kleiner 2,5µm enthalten sind. Dieser Sachverhalt muss in der Sachbilanz überprüft werden.

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie:	Toxische Schädigung von Menschen durch Feinstaub
Wirkungskategorie-Indikator:	AFP (Aerosol Formation Potential) [kg $PM_{2,5}$-e] (Aerosolbildungspotenzial)
Charakterisierungsfaktor:	AFP_i [kg $PM_{2,5}$-e/kg Emission i]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Definition von Symmetriekriterien bezüglich der berücksichtigten Emissionen

- Umgang mit der Nutzungsphase – Abgrenzung zur Risikoanalyse – Klarstellung, dass keine differenzierte Risikoanalyse durchgeführt wird
- Detaillierungsgrad der modularen Aufschlüsselung insbesondere im Hinblick auf spezifische Herstellungsprozesse

Sachbilanz:

- Dokumentation und kritische Analyse der Datensätze auf Informationsgehalt in Bezug auf Vollständigkeit, Symmetrie
- Überprüfung der Datensätze auf Doppelzählung von Partikeln kleiner 2,5µm, wenn PM2,5 und PM10 parallel gelistet sind

Wirkungsabschätzung:

- Charakterisierungsfaktoren basierend auf [De Leeuw 2002] (Anhang V):

  Partikel < 2,5 µm ($PM_{2,5}$) [kg $PM_{2,5}$-e/kg Emission i]

Auswertung:

- Kritische Diskussion der Datenverfügbarkeit, Datenqualität, Datenvollständigkeit und Datensymmetrie
- Differenzierte Sektoralanalyse
- Verbal-argumentative Reflexion der numerischen Ergebnisse
- Diskussion der Ergebnisse im Zusammenhang mit den Ergebnissen zur Humantoxizität der Wirkungskategorie „Human- und Ökotoxizität“

7 Literatur

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[BE-208 2002] Umweltbundesamt, Österreich (Hrsg.): Berichte Inhaltsstoffe von PM10 und PM2,5 an zwei Messstationen. Juni 2002, Wien. May 2009,

[22. BImSchV:2005] Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft vom 11. September 2002

[39. BImSchV:2010] Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes: Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen vom 02. August 2010

[De Leeuw 2002] Leeuw, F.D.: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Scienece & Policy 5, 135-145, 2002

[EC 2005] ExternE: Externalities of energy: Methodology 2005 update EUR 21951. European Commission. Edited by Peter Bickel and Rainer Friedrich. Universität Stuttgart, Stuttgart, Germany. (abrufbar auf http://www.externe.info.)

[EC 2008] Integrated project NEEDS 2008: New energy externalities developments for sustainability. Project no. 502687 in Research Stream 1b. Development and improvement of a methodology to estimate external costs of energy. European Commission, Directorate General for Research of the European Commission 6th Framework Programme. (abrufbar auf: http://www.needs-project.org).

[EG 1999] Richtlinie 1999/30/EG Des Rates über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft vom 22. April 1999

[EG 2008] Richtlinie 2008/50/EG Des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa vom 21. Mai 2008

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[Greco et al. 2007] Greco, S.L., Wilson, A.M., Spengler J.D., and Levy J.I.: Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States. Atmospheric Environment (41), 1011-1025, 2007

[Heldstab 2003] Heldstab, J. et al.: Modelling of PM10 and PM2.5 ambient oncentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No.169. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. Bern, Switzerland, 2003.

[Hellweg et al. 2009] Hellweg, S.; Demou, E.; Bruzzi, R.; Meijer, A.; Rosenbaum, R..; Huijbregts, M..; McKone, T: Integrating indoor air pollutant exposure within life cycle impact assessment. Environ Sci Technol 4(6)3, 1670-1679, 2009

[Hofstetter 1998] Hofstetter, P.: Perspectives in life cycle impact assessment: A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 1998

[Humbert 2009] Humbert, S.: Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley, Berkeley, California, USA 2009.

[IFEU 2010a] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PET Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für kohlensäurehaltige Mineralwässer und Erfrischungsgetränke sowie stille Mineralwässer. Im Auftrag der Industrievereinigung Kunststoffverpackungen. IFEU-Heidelberg, April 2010

[IFEU 2010b] Kauertz, B., Detzel, A., Döhner, A.: PETCYCLE Ökobilanz 2010. Ökobilanzielle Betrachtung der PET-Stoffkreislaufflasche Sachstand 2009. Im Auftrag der PETCYCLE GmbH. IFEU-Heidelberg, April 2010

[IFEU 2010c] Krüger, M., Theis, S., Kunze, S., Detzel, A.: Ökobilanzielle Untersuchung verschiedener Verpackungssysteme für Bier. Im Auftraggeber des europäischen Verbands der Dosenhersteller BCME (Beverage Can Makers Europe), Brüssel. IFEU-Heidelberg, April 2010

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union.

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2012): Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information.

[Kuenzli et al. 2006] Kuenzli, N.; Kaiser, R.; Medina, S.; Studnicka, M.; Chanel, O.; Filliger, P.; Herry, M.; Horak, J.-F..; Puybonnieux-Texier, V.; Quenel, P.; Schneider, J.; Seethaler, R.; Vergnaud, J.-C.; Sommer, H.: Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. The Lancet 356(9232), 795–801, 2000

[LUBW 2013a] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Würtemberg. Internetauftritt: Verweildauer in der Atmosphäre. (http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/18787/), aufgerufen am 19. Juli 2013

[LUBW 2013b] Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Würtemberg. Internetauftritt: Meteorologische Einflüsse (http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/18792/), aufgerufen am 19. Juli 2013

[Marshall 2007] Marshall, J.-D.: Urban land area and population growth: A new scaling relationship for metropolitan expansion. Urban Studies 44(10), 1889–1904, 2007 [Rabl & Sparado 2004] Rabl, A. and Spadaro, J.V. The RiskPoll software, version is 1.051 (dated August 2004). www.arirabl.com.

[NARSTO 2004] Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment. P. McMurry, M. Shepherd, and J. Vickery, eds. Cambridge University Press, Cambridge, England. ISBN 0 52 184287 5.

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[UBA 2000] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II, Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Berlin, 2000.

[UBA 2002] Umweltbundesamt, Berlin (Hrsg.): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II/2. UBA-Texte 51/02, Berlin, 2002.

[UBA 2007] Umweltbundesamt, Dessau (Hrsg.): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UBA-Texte 04/07, Dessau, 2007

[UBA 2009a] Umweltbundesamt (Hrsg.): Feinstaubbelastung in Deutschland. May 2009, Dessau-Roßlau

[UBA 2009b] Umweltbundesamt (Hrsg.): Entwicklung der Luftqualität in Deutschland. Oktober 2009, Dessau-Roßlau

[UBA 2012] Umweltbundesamt, Dessau (Hrsg.): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UBA-Texte 31/12, Dessau, 2012

[UGZ 2007] Umwelt- und Gesundheitsschutz Zürich (Hrsg.): Luftbilanz Stadt Zürich 2004. Januar 2007, Zürich

[Van Jaarsveld 1995] Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht

[Van Jaarsveld et al. 1997] Van Jaarsveld JA, Van Pul WAJ, De Leeuw FAAM: Modelling transport and deposition of persistent organic pollutants in the European region. 1997, Atmospheric Environment 7, 1011-1024

[Van Zelm et al. 2008] Van Zelm, R., Huijbregts, M., Den Hollander, H.-A., Van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., Van Wijnen, H.J., Van de Meent, D.: European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. Atmospheric Environment 42, 441-453, 2008

[WHO 2005] World Health Organization and United Nations Economic Commission for Europe: Air Quality Guidelines, Global Update 2005, Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. 2006, Copenhagen

[Zimmermann et al. 2009]: Zimmermann, R.; Sklorz, M.; Schnelle-Kreis, J.: Foliensatz zum Thema „Durch die Lupe betrachtet – Messtechnik, Eigenschaften und chemische Zusammensetzung feiner und ultrafeiner Partikel, abgerufen aus dem Internet Juni 2013 (http://www.helmholtz-muenchen.de/fileadmin/FLUGS/PDF/Portal_Allergien/Vortraege /Aerosol_Zimmermann.pdf)

Anhang I: Ableitung der Intake Fractions in [Humbert 2009]

Pollutant emitted	Type of source for the PM emission :	Intake fractions for the respective location :						
		In-door (household)	In-door (office)	In-door (industrial)	Urban	Rural	Remote	Population-weighted average
$PM_{10-2.5}$	High-stack	Adapted from Hellweg et al. (2009)			*= iF($PM_{2.5}$)× ratios of iF($PM_{10-2.5}$)/iF($PM_{2.5}$) from RiskPoll*			Weighted average among urban, rural and remote emissions
	Low-stack							
	Ground-level							
	Emission-weighted average				Weighted average among high-, low-stack, and ground-level (based on Table 4-8)			
$PM_{2.5}$	High-stack				Re-derived from unknown intake fraction, using i) urban ratio from RiskPoll, and ii) weighted average among high-stack, low-stack and ground-level	Re-derived from unknown intake fraction, using i) rural ratio from RiskPoll, and ii) weighted average among high-stack, low-stack and ground-level	USEtox (with parameters adapted), no difference among high-stack, low-stack, and ground-level	Weighted average among urban, rural, and remote emissions
	Low-stack							
	Ground-level							
	Emission-weighted average				USEtox (with urban parameters adapted)	USEtox (with rural parameters adapted)	Weighted average among highstack-, low-stack, and ground-level (based on Table 4-8)	
SO_2	High-stack				= ground-level (based on Levy et al. (2002))	= ground-level (based on Levy et al. (2002))	based on rural intake fraction, using same ratio as for $PM_{2.5}$ among rural and unknown	Weighted average among urban, rural and remote emissions
	Low-stack						= high-stack (no difference among high-stack, low-stack and ground-level)	
	Ground-level				Greco et al. (2007) for urban (with parameters adapted)	Greco et al. (2007) for rural (withparameters adapted)		
	Emission-weighted average				Weighted average among high-, low-stack, and ground-level (based on Table 4-8)			
NO_x	High-stack				= ground-level (based on Levy et al. (2002))	= ground-level (based on Levy et al. (2002))	based on rural intake fraction, using same ratio as for $PM_{2.5}$	Weighted average among urban, rural and remote emissions
	Low-stack						= high-stack (no difference among high-stack, low-stack and ground-level)	
	Ground-level				Greco et al. (2007) for urban (with parameters adapted)	Greco et al. (2007) for rural (with parameters adapted)		
	Emission-weighted average				Weighted average among high-, low-stack, and ground-level (based on Table 4-8)			
NH_3	High-stack				= rural intake fraction, assuming no difference in intake fraction between rural and urban emissions	Van Zelm et al. (2008), assuming no difference among high-stack, low-stack and ground-level	based on rural intake fraction, using same ratio as for $PM_{2.5}$	Weighted average among urban, rural and remote emissions
	Low-stack						= high-stack (no difference among high-stack, low-stack and ground-level)	
	Ground-level							
	Emission-weighted average				Weighted average among high-stack, low-stack, and ground-level (based on Table 4-8)			
CO	High-stack				= $PM_{2.5}$ (based on Marshall et al. (2007) for intra-urban + rural intake fraction	USEtox (with rural parameters adapted), no difference among high-stack, low-stack, and ground-level	USEtox (with remote parameters adapted), no difference among high-stack, low-stack, and ground-level	Weighted average among urban, rural and remote emissions
	Low-stack							
	Ground-level							
	Emission-weighted average				Weighted average among high-stack, low-stack, and ground-level (based on Table 4-8)			

Legend for the cell colors			
Based on (re-parameterized) model	*Equalized or derived from other values, based on strong evidence or models*	*Weighted average*	*Equalized or derived from other values, based on weak evidence or models*

Anhang II: Parameter, diefür die Berechnung der Intake Fractions in [Humbert 2009] verwendet werden

Archetype	Urban	Rural	Remote
Worldwide characteristics	3.2 billion people, 2.3 million km^2	6.7 billion people [a], 75 million km^2	75 million people, 73 million km^2
Parameters used for the generic archetype	80,000 people km^{-1}, 1.6 million people, 400 km^2	900 million people, 10 million km^2	10 million people, 10 million km^2
Meteorological parameters: mixing height, wind speed	250 m, 2.4 m s^{-1} (dilution rate of 610 m^2 s^{-2})	1,000 m, 3 m s^{-1}	1,000 m, 3 m s^{-1}
Other common parameters	breathing rate: 13 m^3 $person^{-1}$ d^{-1} (USEPA 1997); global average temperature: 285 K (Seinfeld and Pandis 1998); relative humidity: 70%		

[a] All archetypes (including size and population for urban) are based on global data. However, because of data availability, urban meteorological conditions are only based on U.S. data.
[b] The rural archetype also takes into account the population of urban areas that will be exposed from rural emissions.

Anhang III: Zusammenfassung der Intake Fractions von [Humbert 2009]

Pollutant emitted	Type of emission source	Intake fractions for the respective location of emission:							Unit
		Indoor [a] (household)	Indoor [a] (office)	Indoor [a] (in-dustrial)	Urban	Rural	Remote	Population -weighted average (only for outdoor emissions)	
PM_{10}	High-stack [b]	4,700	1,600	33	8.3	0.93	0.055	4.4	10^{-6} kg PM_{10} inhaled/kg PM_{10} emitted
	Low-stack				13	1.4	0.055	6.6	
	Ground-level				20	2.1	0.055	1.0	
	Emission-weighted average				18	1.9	0.055	9.3	
$PM_{10-2.5}$	High-stack [b]	4,700	1,600	33	8.5	0.88	0.034	4.4	10^{-6} kg $PM_{10-2.5}$ inhaled/kg $PM_{10-2.5}$ emitted
	Low-stack				13	1.3	0.034	6.6	
	Ground-level				18	1.9	0.034	9.6	
	Emission-weighted average				17	1.8	0.034	9.1	
$PM_{2.5}$	High-stack [b]	4,700	1,600	33	9.6	1.4	0.084	5.2	10^{-6} kg $PM_{2.5}$ inhaled/kg $PM_{2.5}$ emitted
	Low-stack				14	1.8	0.084	7.4	
	Ground-level				30	3.1	0.084	16	
	Emission-weighted average				19	2.2	0.084	10 [c]	
SO_2		4,700	1,600	33	0.88	0.72	0.044	0.79 [c]	10^{-6} kg secondary PM [d] (or SO_2 for indoor) inhaled/kg SO_2 emitted
NO_x		4,700	1,600	33	0.18	0.16	0.010	0.16 [c]	10^{-6} kg secondary PM [d] (or NO_x for indoor) inhaled/kg NO_x emitted
NH_3		4,700	1,600	33	1.5	1.5	0.090	1.5 [c]	10^{-6} kg secondary PM [d] (or NH_3 for indoor) inhaled/kg NH_3 emitted
CO	High-stack [b]	4,700	1,600	33	30	22	11	26	10^{-6} kg CO inhaled/kg CO emitted
	Low-stack				34	22	11	27	
	Ground-level				49	22	11	35	
	Emission-weighted average				47	22	11	34 [c]	

[a] The intake fraction for indoor emissions includes only indoor exposure. For the total intake fraction for indoor emissions, one should add the intake fraction for outdoor emissions (in general as a low-stack emission) of the archetype where the building is situated.
[b] To estimate the intake fractions of very high-stack emissions (>250 m), values from RiskPoll (35) show that the high-stack (100 m) intake fraction can be multiplied by 0.55 and 0.79 for urban and rural emissions, respectively (see section 4.11).
[c] The grey cell is a emission-weighted average of the different stack heights of a population-weighted average intake fraction of the different archetypes.
[d] SO_2 can form ammonium sulfate and NO_x and NH_3 can form ammonium nitrate.

Anhang IV: Zusammenfassung der vorläufigen Charakterisierungsfaktoren in [Humbert 2009]

Pollutant emitted	Type of emission source:	Characterization factor for the respective location of emission:							Unit
		Indoor [a] (household)	Indoor [a] (office)	Indoor [a] (industrial)	Urban	Rural	Remote	Population-weighted average (only for outdoor emissions)	
PM_{10} [b]	High-stack	610,000	210,000	4,300	810	120	7.0	440	microDALY/kg PM_{10} emitted
	Low-stack				1,400	190	8.5	760	
	Ground-level				730	76	2.0	380	
	Emission-weighted average				780	88	3.2	410	
$PM_{10\text{-}2.5}$	High-stack	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	microDALY/kg $PM_{10\text{-}2.5}$ emitted
	Low-stack				n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	
	Ground-level				n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	
	Emission-weighted average				n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	n/a [c]	
$PM_{2.5}$	High-stack	660,000	220,000	4,600	1,400	190	12	730	microDALY/kg $PM_{2.5}$ emitted
	Low-stack				1,900	260	12	1,000	
	Ground-level				6,000	630	17	3,100	
	Emission-weighted average				3,400	390	14	1800	
SO_2		4,600	1,600	32	120	100	6.2	110	microDALY/kg SO_2 emitted
NO_x		2,200	740	15	14	13	0.79	13	microDALY/kg NO_x emitted
NH_3		4,000	1,300	28	120	120	7.6	120	microDALY/kg NH_3 emitted
CO	High-stack	89	30	0.63	0.58	0.42	0.21	0.49	microDALY/kg CO emitted
	Low-stack				0.65	0.42	0.21	0.52	
	Ground-level				0.93	0.42	0.21	0.66	
	Emission-weighted average				0.90	0.42	0.21	0.64	

[a] The characterization factor for indoor emissions includes only direct effects from indoor exposure. For the total characterization factor for indoor emissions, one should add the characterization factor for outdoor emissions (in general as a low-stack emission) of the archetype where the building is situated.

[b] The characterization factor of PM_{10} is calculated according to Equation 4-8, assuming the fractions of PM_{10} smaller than 2.5 µm and between 2.5 µm and 10 µm indicated in section 4.11. The effect factor of $PM_{10\text{-}2.5}$ is assumed to be substantially lower compared to those of $PM_{2.5}$ and has therefore been disregarded (see section 4.6). Shall the user know her or his own particle size distribution, she or he should use it with Equation 4-8 to recalculate the characterization factor of PM_{10} provided in Table 4-7

[c] To be taken with care. Seems to be significantly lower than values for $PM_{2.5}$ and PM_{10}. Further research needed.

Anhang V: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren

basierend auf [De Leeuw 2002]

Substanz	Kompartiment	Charakterisierungsfaktoren
		AFP (Aerosol Formation Potential) [kg $PM_{2,5}$-e/kg Emission i]
Ammoniak (NH_3)	Luft	0,64
NMVOC, unspezifiziert	Luft	0,012
Partikel $PM_{2,5}$	Luft	1
Partikel PM_{10}	Luft	0,5
Schwefeldioxid (SO_2)	Luft	0,54
Schwefeloxide (SO_x)	Luft	0,54
Stickoxid (NO)	Luft	0,88
Stickoxide (NO_x)	Luft	0,88
Stickstoffdioxid (NO_2)	Luft	0,88

Anhang 11

Ableitung der Empfehlungen zum Thema:

Toxische Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung

1 Das Umweltproblemfeld 2
2 Struktur des erforderlichen Indikators 6
3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen 8
3.1 UBA 1995 + Aktualisierungen 9
3.2 CML 2002 9
3.3 JRC (ILCD Handbook 2011) 9
3.4 ReCiPe 2008 13
3.5 GPPS 2011 13
3.6 Impact 2002+ 14
4 Empfehlungen 15
5 Datenanforderungen in der Sachbilanz 17
6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden 18
7 Literatur 19
Anhang I: Strahlenexposition durch industrielle Prozesse 21
Anhang II: Uran-Radium-Reihe 22

1 Das Umweltproblemfeld

Die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen und Ökosystemen durch Ionisierende Strahlung „ ist eine Unterkategorie der Wirkungskategorie „Human- und Ökotoxizität“ (vgl. Anhang 9). Diese Wirkungskategorie wird in etlichen Methodensammlungen gesondert ausgewiesen und daher in diesem Themenpapier gesondert behandelt.

Unter dem Begriff Ionisierender Strahlung werden alle elektromagnetischen Strahlungen und Teilchenstrahlungen zusammengefasst, die genügend Energie besitzen, um Elektronen aus Atomen und Molekülen zu lösen, so dass positiv geladene Ionen bzw. Molekülreste entstehen. Die ionisierende Strahlung wird in drei Typen eingeteilt: Alpha-, Beta- und Gamma-Strahlung.

Ionisierende Strahlen entstehen beim Zerfall von radioaktiven Atomen. Aus dem ursprünglichen Atom entsteht dabei ein anderes Element, welches auch radioaktiv sein und somit wiederum zerfallen und ionisierende Strahlen aussenden kann. Diese Zerfallsreihe setzt sich fort bis ein stabiles nicht mehr radioaktives Element entstanden ist. Die Halbwertszeiten der einzelnen Elemente sind sehr unterschiedlich und können wenige Stunden (z.B. Iod-132 – 2,3 Stunden) bis mehrere Millionen Jahre (z.B. Iod-129, 16 Mio. Jahre) betragen.

Radionuklide sind zum Einen Bestandteil der natürlichen Umwelt, können aber auch aufgrund menschlicher Aktivitäten entstehen. Die natürliche Dosis der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland betrug im Jahr 2010 2,1 Millisievert; die Summe der zivilisatorischen Strahlenexposition betrug: 1,8 Millisievert (vgl. [BMU et al. 2012a]).

Durch den Betrieb und die Hinterlassenschaften aus dem Bergbau, durch Bodenbearbeitung und Phosphordüngung in der Landwirtschaft, sowie durch die Nutzung von Rohstoffen und Reststoffen in Baumaterialien werden die im Gestein lagernden natürlichen Radionuklide verstärkt in die Umwelt und in die Lebensbereiche der Menschen eingebracht. Nach [UNSCEAR 1993][1] wird durch den weltweiten Einsatz von ca. 30 Mio. Tonnen P_2O_5 - Dünger die 50 bis 200fache effektive Dosis der Atomstromproduktion verursacht. [2] Auf die Verwendung von Nebenprodukten aus der Phosphataufbereitung im Bausektor entfallen dabei zwischen 85% und 97% der Strahlenbelastung.

Künstliche Radionuklide werden z.B. in der Kerntechnik (Plutonium-238), Medizin (Iod-124) oder Prüftechnik (Iridium-192) gebildet.

Nicht nur die Erzeugung von Strom aus Atomkraft sondern auch viele andere Industrieprozesse sind mit der Freisetzung radioaktiver Stoffe und daraus resultierenden Strahlenexpositionen verbunden. In Anhang I findet sich eine Übersicht über Industrieprozesse und deren spezifische Folgedosiswerte (wenn vorhanden).

[1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

[2] Dies entspricht im Mittel der Weltbevölkerung einer effektiven Dosis im Bereich von 0,01 – 0,044 mSv pro Jahr

Anhand der vorliegenden Daten wird deutlich, dass bei der Atomkraftnutzung die Kollektivdosis durch Unfälle dominiert wird, wenn die Auswirkungen durch den Unfall in Tschernobyl auf die weltweite Atomstromerzeugung bis 1986 umgelegt werden. Durch den Unfall in Fukushima 2011 und evtl. zukünftig weitere Unfälle kann sich das Verhältnis noch weiter verschieben.

Bei Kohlekraftwerken wird die Strahlenbelastung durch die Nebenproduktnutzung (Aschenutzung) bestimmt. Für viele industrielle Prozesse liegen allerdings keine Daten für Kollektivdosen vor.

Die durch menschliche Aktivitäten in die Umwelt freigesetzten radioaktiven Stoffe können z.B. über folgende Expositionswege zum und in den menschlichen Körper gelangen:

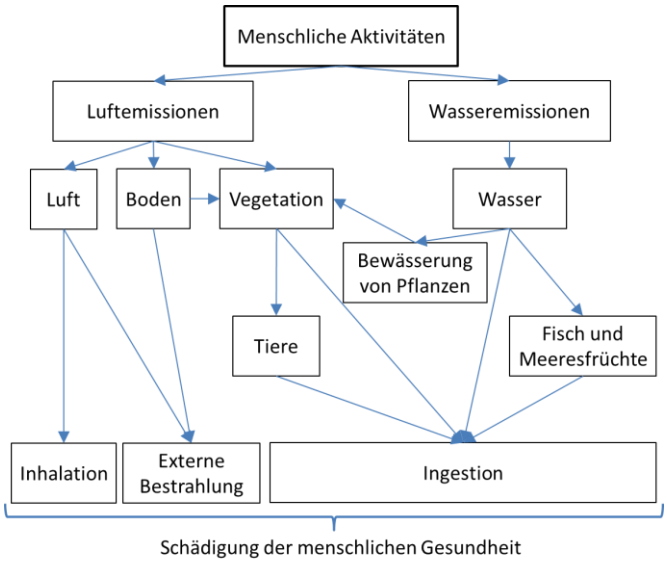


Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung der Expositionswege von der Emission radioaktiver Stoffe bis zur Aufnahme in den Körper (Quelle: eigene Darstellung nach [Frischknecht et al. 2000]**)**

Die geographische Verteilung der radioaktiven Stoffe erfolgt je nach Halbwertszeit und Expositionspfad, d.h. je nach Emissionsort und –medium, auf lokaler, regionaler, kontinentaler oder globaler Ebene. Bei langen Halbwertszeiten kommt es in Meeren zu einer gleichmäßigen Verteilung radioaktiver Stoffe.

Als Maß für die Schädlichkeit einer Strahlung wird die biologisch wirksame effektive Äquivalentdosis ausgedrückt in Sievert herangezogen:

$$E = \sum_T w_T \sum_R w_R * D_{T,R} \qquad (1)$$

E = effektive Äquivalentdosis [Sv = J/kg]

w_T = Gewebegewichtungsfaktor des Gewebes T (z.B. für Lunge: T = 0,12)

w_R = Strahlungswichtungsfaktor der Strahlungsart R (R (β,γ) = 1; R(α) = 20)

$D_{T,R}$ = Energiedosis im Organ T durch Strahlungsart R [Gy = J/kg]

(Quelle: nach [BMU 2012])

Die effektive Äquivalentdosis als ein Maß für die Strahlenbelastung eines Menschen beschreibt die von den einzelnen Geweben aufgenommenen Energiedosis ($D_{T,R}$) und berücksichtigt mit Qualitätsfaktoren, die tumorindizierende Wirkung auf die Gewebe (w_T) und den

Strahlungsgewichtungsfaktor der jeweiligen Strahlungsart (w_R). Mit Formel 1 kann somit die Strahlenexposition durch mehrere Strahlungsarten auf mehrere Organe berechnet werden.

Die Gesamtbelastung von Bevölkerungsgruppen wie z.B. der Belegschaft eines Kernkraftwerkes oder der Bevölkerung Deutschlands wird in der Einheit Personen-Sievert angegeben, und ergibt sich aus der der Multiplikation der Anzahl der Personen mit der mittleren effektiven Dosis aus Formel 1. Dieser Wert kann normiert angegeben werden, z.B. in Personen-Sievert pro Becquerel eines in die Luft emittierten Stoffes.

Die Schäden können in den Zellen eines Organismus verschiedene Formen annehmen und sind i.a. nicht vorhersehbar [Schmidt et al. 1986]. Akute Schäden durch hohe Strahlendosis in kurzer Zeit führen zur sogenannten Strahlenkrankheit, welche u.a. durch Veränderung des Blutbildes (0-0,5 Sievert), Erbrechen und Übelkeit (ab 0,8 Sievert) und Todesfälle ab 1,8 Sievert definiert ist. Die gleiche Summe an Sievert bei Niedrigstrahlung führt hingegen nicht zu denselben Schäden. Langzeitschäden durch Niedrigstrahlung über einen längeren Zeitraum umfassen somatische Strahlenschäden (z.B. Lungenkrebs und Leukämie) und genetischen Schäden bei den Nachkommen (z.B. Stoffwechselstörungen und Down-Syndrom). Es wird davon ausgegangen, dass es keinen Schwellenwert gibt, unterhalb dessen die Strahlung für den Organismus ungefährlich ist. Deshalb wird im Strahlenschutz eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung ohne Schwellenwert unterstellt [Schmidt et al. 1986].

Die Folgen für Tiere und Pflanzen sowie ganze Ökosysteme sind weniger detailliert erforscht als die Folgen für die menschliche Gesundheit. Die derzeit für die Wirkungskategorie angewandten Methoden adressieren ausschließlich das Schutzziel der menschlichen Gesundheit.

Die Relevanz der Berücksichtigung der Stromproduktion in Atomkraftwerken (nur Regelbetrieb, ohne Unfälle) über die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung“ wird bei der ökobilanziellen Betrachtung in der Energieerzeugung deutlich: In der folgenden Abbildung sind die Datensätze zur Bereitstellung von 1 MJ elektrischem Strom aus der Ecoinvent-Datenbank (Ecoinvent V2.2) für Frankreich, Deutschland und Europa auf Grundlage der [ReCiPe 2008] (vgl. Kapitel 3.4) Midpoint-Methode (Hierarchist Ansatz) gegenüber gestellt:

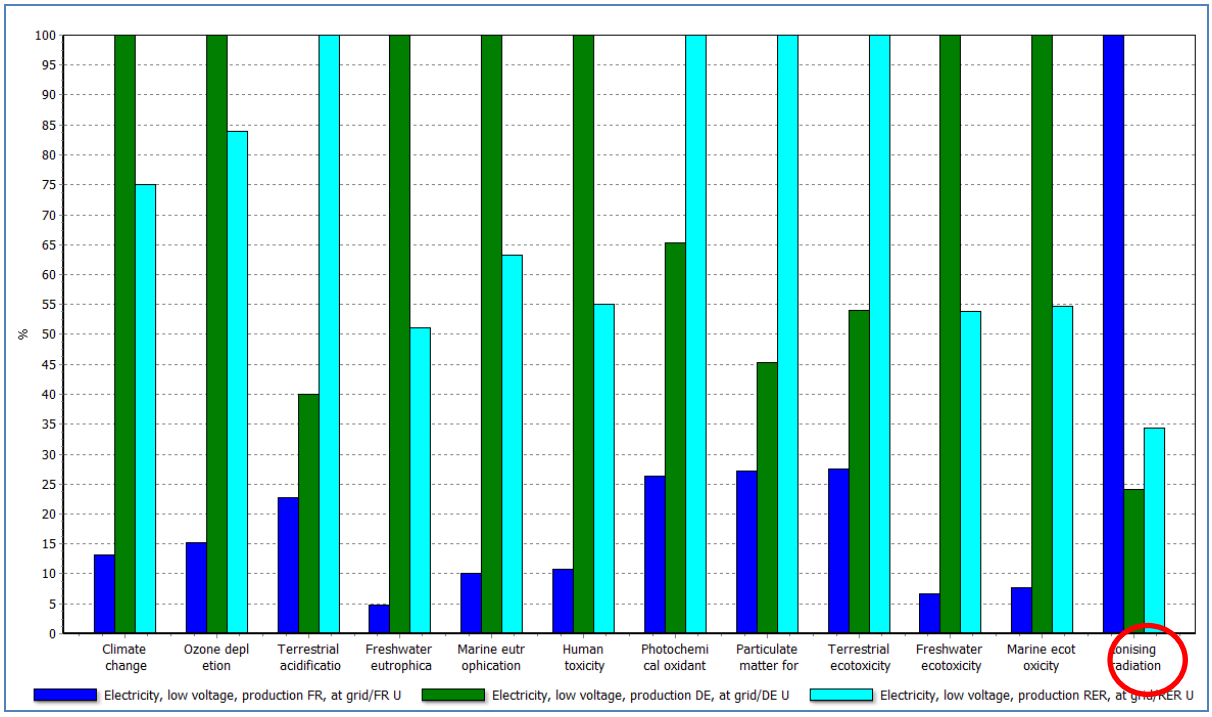


Abbildung 2: Vergleich der Ecoinvent V2 Energiedatensätze von Frankreich (blau), Deutschland (grün) und Europa (türkis), berechnet für die Bereitstellung von 1MJ Strom (Mittelspannung), ohne Infrastruktur, Ergebnisse in % des Maximalwerts je Wirkungskategorie; Methode: [ReCiPe 2008] Hierarchist (Quelle: eigene Darstellung aus SimaPro V7.3)

Für Strom aus Frankreich ergeben sich in allen emissionsseitigen Wirkungskategorien außer der „Ionisierende Strahlung“ geringere Werte als für den europäischen und deutschen Strommix.

Der Ausschluß der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung“ würde somit ein Ungleichgewicht schaffen: Ein Energiemix mit einem hohen Anteil an Atomstrom würde als ökologisch vorteilhafter eingeschätzt werden. Diese Sichtweise widerspricht der derzeitigen Deutschen Umweltpolitik.

Insbesondere aufgrund der im Kontext Klimaschutz prominent diskutierten Wirkungskategorie „Klimawandel“ (Carbon Footprint) ist die Ergänzung des Gesamtbilds der Wirkungsabschätzungsergebnisse als Grundlage der Auswertung relevant.

Anders als bei vielen anderen Wirkungskategorien, wie z.B. dem Klimawandel oder der Eutrophierung, dominieren jedoch die unfallbedingten Emissionen. Wirkungen aufgrund von Unfällen sind allerdings nicht Gegenstrand von Ökobilanzen, es sei denn, die Zielsetzung einer Studie adressiert explizit diese Fälle. Daher enthalten die Sachbilanzdaten i.d.R. keine Emissionen aufgrund von Unfällen. Dennoch können Wirkungsabschätzungsergebnisse einen sinnvollen Hinweis auf eine unerwünschte Wirkung geben.

2 Struktur des erforderlichen Indikators

Die Struktur des Indikators hängt von der Art der Wirkung ab, die abgebildet werden soll. Im vorliegenden Projekt werden Indikatoren auf Midpoint Ebene untersucht.

Mit den Endpoint Indikatoren versucht man die Wirkungskette von der Emission bis zur letztendlichen Schadwirkung abzubilden (z.B. Wirkung auf die Biodiversität). Die Midpoint Indikatoren liegen zwischen Emission und letztendlicher Schadwirkung. Sie sind damit deutlich enger mit dem Sachbilanzergebnis verknüpft und bilden im Idealfall die Primärwirkung ab. Ein Midpoint Indikator der ausschließlich die Primärwirkung abbildet ist im Fall von Emissionen ein Sammelindikator für eine Gruppe von Substanzen, die eine einzige naturwissenschaftlich ableitbare Eigenschaft haben.

Unter Berücksichtigung der ionisierenden Strahlung als lokales bis globales Umweltproblem kann die allgemeine Struktur eines Midpoint-Indikators vergleichbar zu den Midtpoint-Indikatorn in anderen emissionsseitigen Wirkungskategorien folgendermaßen dargestellt werden: Die Maßzahl des Wirkungskategorie-Indikators, die die ausgewählte Wirkung der Emission adressiert (Score), ist abhängig von der chemischen/physikalischen Eigenschaft der berücksichtigten Emissionen, der räumlichen Verteilung und der Sensitivität des Wirkorts (Formel 2).

$$\boldsymbol{S_{i,r} = Ch_{i,r} * T_{i,r} * Q_{i,t}} \qquad (2)$$

$S_{i,r}$ = Score: Außmaß der potentiellen Strahlenbelastung durch Emission (i) in der Region (r)

$Ch_{i,r}$ = Faktor für die Umwandlung: Radioaktiver Zerfall und Aussenden von ionisierender Strahlung durch Schadstoff (i)

$T_{i,r}$ = Transport-Faktor des Schafstoffes (i), der den räumlichen Transfer von der Emissionsquelle bis zum Wirkort abbildet

$Q_{i,t}$ = Sensitivitätsfaktor des Wirkortes (r) bezüglich der Substanz (i)

Als Maß für die Strahlenbelastung dient die effektive Äquivalentdosis im menschlichen Gewebe. Diese ist abhängig von der Anzahl und Energie der Zerfallsereignisse im betrachteten Zeitraum, der Strahlungsart (alpha, beta, gamma) sowie dem Wichtungsfaktor für das betroffene Gewebe, der die Schadwirkung beschreibt ($Ch_{i,r}$).

Um die Strahlenbelastung (in Sievert effektive Dosis) aufgrund der Emission eines radioaktiven Stoffes (in Becquerel) in die Umwelt berechnen zu können, ist der Einbezug eines Transportfaktors ($T_{i,r}$) notwendig. Der Transportfaktor beschreibt die Verteilung der Emissionen aus Prozessen und Produkten (z.B. Bauprodukten, Dünger) in Luft, Wasser und Boden sowie den Transport zu Menschen, Tieren und Pflanzen. Die relevanten Expositionswege sind in Abbildung 1 am Beispiel des Menschen dargestellt. Für den Transportfaktor werden Ausbreitungsmodelle und Modelle für die Verteilung der Stoffe in der Nahrungskette sowie im menschlichen Körper benötigt. Durch die

Integration über die Zeit dominiert bei langlebigen Stoffen die globale und bei kurzlebigen Stoffen die regionale Ausbreitung.

Radioaktive Stoffe verteilen sich im menschlichen Körper i.d.R. ungleichmäßig und die Strahlenempfindlichkeit variiert nach Körpergewebe; so z.B. reichert sich Iod-131 in der Schilddrüse und Plutonium-239 in Knochen und Leber an. Zur Wichtung der Stoffe dient ein Sensitivitätsfaktor ($Q_{i,t}$), in diesem Fall die effektive Äquivalentdosis (Sievert), die in der Regel über die menschliche Lebensdauer integriert wird.

Bei Berechnung der Charakterisierungsfaktoren unter Einbezug aller Teile von Gleichung (2) wird die Strahlenbelastung als effektive Kollektiv-Äquivalentdosis ermittelt und ist proportional zur Höhe des stochastischen Schadens durch Krebsmortalität. Tumorspezifische Unterschiede und andere Schadwirkungen (z.B. Teratogenität, Mutagenität) werden nicht betrachtet. Akute Strahlenschäden werden nicht berücksichtigt, da diese nur bei Kernkraftunfällen eine Rolle spielen.

Das Aufstellen eines Charakterisierungsmodells, welches alle drei Terme der Gleichung (2) enthält, ist sehr komplex und bedarf einer globalen Ausbreitungsrechnung. Da Informationen über die Wirkung der ionisierenden Strahlung auf die Gewebe aller Organismen nicht vollständig und globale Ausbreitungsmodelle nur beschränkt vorliegen, bezieht sich das existierende Charakterisierungsmodell von [Frischknecht et al. 2000] auf das Schutzgut „menschliche Gesundheit“, modelliert am Beispiel ausgewählter Emissionen radioaktiver Stoffe in Frankreich (siehe Kapitel 3.3).

3 Umsetzung in den ausgewählten Referenzen

Die folgende Tabelle zeigt die im vorliegenden Projekt ausgewählten Ansätze zur Adressierung der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung“.

Institution	Umsetzung
[UBA 1995] + Aktualisierungen	kein Methodenvorschlag
[CML 2002] + Aktualisierungen	Endpoint-Indikator auf Basis von [Frischknecht et al. 2000]
[JRC 2011]	Midpoint –Indikator von [Frischknecht et al. 2000] <u>Wirkungskategorie-Indikator:</u> <u>1.</u> Potential Ionisierender Strahlung (IRP: Ionizing Radiation Potential), [Person-Sv] 2. Potential Ionisierender Strahlung (IRP: Ionizing Radiation Potential), [$Bq_{U235\text{-}Luft}$-e]. <u>Charakterisierungsfaktor:</u> 1. AD_i: Absorbierte Dosis : [Person-Sv/kBq Emission i]. 2. [$Bq_{U235\text{-}Luft}$-e /kBq Emission i].
[ReCiPe 2008]	Midpoint-Indikator von [Frischknecht et al. 2000] <u>Wirkungskategorie-Indikator:</u> <u>1.</u> Potential Ionisierender Strahlung (IRP: Ionizing Radiation Potential), [Person-Sv] 2. Potential Ionisierender Strahlung (IRP: Ionizing Radiation Potential), [$Bq_{U235\text{-}Luft}$-e]. <u>Charakterisierungsfaktor:</u> 1. AD_i: Absorbierte Dosis : [Person-Sv/kBq Emission i]. 2. [$Bq_{U235\text{-}Luft}$-e /kBq Emission i].
[GPPS 2011]	Midpoint-Indikator von [Frischknecht et al. 2000] wie ReCiPe 2008 und JRC 2011

[Impact 2002+]	Midpoint-Indikator von [Frischknecht et al. 2000], berechnet aus Endpoint-Indikator in Ecoindicator 99 Normierung auf $Bq_{C\text{-}14}$-e/kBq Emission i.

3.1 UBA 1995 + Aktualisierungen

Die Wirkungskategorie „Toxische Schädigung des Menschen durch Ionisierenden Strahlung“ (auch „harte Strahlung“ genannt) wurde in [UBA 1995] andiskutiert und als Ergänzung der damals bestehende Kategorie „Abwärme“ vorgeschlagen. Ein Umsetzungsvorschlag wurde nicht gemacht, allerdings folgende Eckpunkte für die Entwicklung eines Charakterisierungsmodells formuliert:

Berücksichtigung von

- Strahlungsintensität (Becquerel [Bq_i]),
- Energie pro Quant oder Teilchen (Elektronenvolt [eV]) und ggf. Strahlungstyp (a, ß, y etc.);
- Weiterhin wird darauf hingewiesen, dass die Machbarkeit im Rahmen einer Ökobilanz diskutiert werden sollte.

In [UBA 1999] und den vom UBA veröffentlichten Getränkeverpackungsökobilanzen wird diese Wirkungskategorie nicht behandelt.

3.2 CML 2002

Als Basisansatz werden in [CML 2002] die Endpoint-Faktoren von [Frischknecht et al. 2000] ausgedrückt in DALY/Bq mit dem Bezugszeitraum von 100.000 Jahre herangezogen (vgl. Kapitel 3.3.).

Mit dieser Methode wird das Schutzgut der menschlichen Gesundheit adressiert. Grundsätzlich wird in [CML 2002] auch das Schutzgut der natürlichen und von Menschen geschaffenen Umwelt als relevant angesehen. Allerdings existieren für die Umwelt noch keine ausgereiften Charakterisierungsmodelle, weshalb vorerst nur das Modell von [Frischknecht et al. 2000] vorgeschlagen wird. Falls zukünftig festgestellt wird, dass die Umwelt signifikant von ionisierender Strahlung beeinflusst wird, wird empfohlen die bestehenden Methoden diesbezüglich weiter zu entwickeln.

3.3 JRC (ILCD Handbook 2011)

In [JRC 2011] wird die Wirkungskategorie unter zwei Gesichtspunkten diskutiert:

- Schädigung der menschlichen Gesundheit
- Schädigung von Ökosystemen

Für die Schädigung von Ökosystemen wurde die Methode von [Garnier-Laplace et al. (2008; 2009)] analysiert. Diese Methode adressiert limnische Ökosysteme. Da die LCA-Charakterisierungsfaktoren

noch keinem Review unterzogen wurden und nicht durch eine internationale Behörde anerkannt sind, empfiehlt [JRC 2011] diese Methode nicht.

Für die Schädigung der menschlichen Gesundheit werden die Midpoint-Indikatoren nach [Frischknecht et al. 2000] empfohlen. In [JRC 2011] findet sich kein Hinweis auf den Zeithorizont. Die in [JRC 2012] dokumentierten Faktoren beziehen sich auf einen Horizont von 100.000 Jahren.

Das Charakterisierungsmodell von [Frischknecht et. al 2000] wurde ursprünglich für die Berechnung von Schadensendpunkten (Endpoints) ausgedrückt in DALYs/Bq. (Disability Adjusted Life Years) entwickelt. Die in [JRC 2011] vorgeschlagenen Midpoint-Charakterisierungsfaktoren ergeben sich aus den ersten drei Schritten des Charakterisierungsmodells (Berücksichtigung von Fate- und Exposure Analysis); (siehe Abbildung 3). Der Wirkungskategorie-Indikator ist demnach das Potential Ionisierender Strahlung (IRP: Ionizing Radiation Potential), berechnet als kollektive effektive Äquivalentdosis (AD_i: Absorbierte Dosis) ausgedrückt in Personen-Sievert pro Becquerel [Person-Sv/Bq der Emission i].

Die berechnete Absorbierte Dosis pro Radionuclid kann direkt oder auf U-235$_{Luft}$-Äquivalente normiert in der Einheit [$Bq_{U235\ in\ Luft}$-e/Bq Emission i].als Charakterisierungsfaktor in Ökobilanzen eingesetzt werden:

$$IRP_i = \frac{AD_i}{AD_{U235}} \quad (3)$$

IRP_i= Potential Ionisierender Strahlung [$kBq_{U235\ in\ Luft}$-e/$kBq_{Emission\ i}$]

AD_i = Absorbierte Dosis pro kBq Radionuclid i [Person-Sv/ $kBq_{Emission\ i}$]

AD_{U235} = Absorbierte Dosis pro kBq U-235 in Luft [Person-Sv/ $kBq_{U235\ in\ Luft}$]

Quelle: eigene Darstellung

Folgendes Fließbild zeigt die Abfolge der einzelnen Berechnungsschritte in [Frischknecht et al. 2000] bis zur Midpoint- und Endpoint-Ebene inkl. der jeweiligen Einheiten:

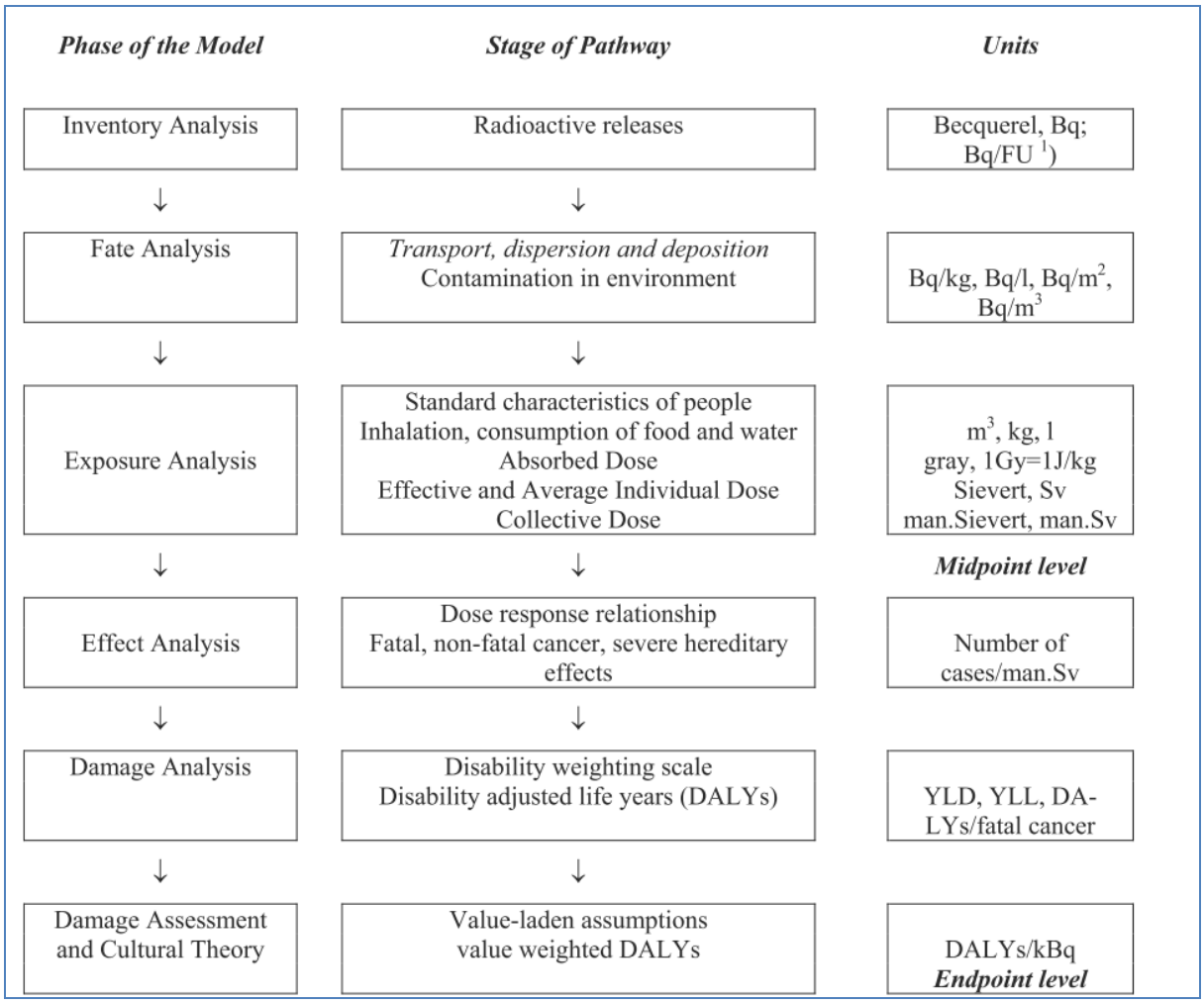


Abbildung 3: Überblick über die einzelnen Berechnungsschritte der Midpoint-/Endpoint-Faktoren incl. Einheit der Ergebnisse in der Methode [Frischknecht et al. 2000] (Quelle: [ReCiPe 2008])

Die folgenden Erläuterungen befassen sich nur mit der Berechnung der Midpoint-Faktoren.

Die Inventar-, Fate-, und Expositions-Analyse von [Frischknecht et. al 2000] basiert auf [Dreicer et al 1995]. Die Grundlage für die Fate-Berechnungen bilden die in der Sachbilanz ermittelten radioaktiven Emissionen ausgedrückt in Becquerel. Das Modell von [Dreicer et al 1995] bezieht sich in diesem ersten Schritt ausschließlich auf die im französischen Kernbrennstoffkreislauf freigesetzten Emissionen radioaktiver Stoffe in die Luft und ins Wasser und berücksichtigen dabei ausschließlich den Regelbetrieb (ohne Unfälle).

Dabei werden die Emissionen folgender Prozesse mit dem Bezug auf den französischen Markt berücksichtigt:

- Uranabbau und Erzaufbereitung
- Anreicherung
- Kernbrennstoffverarbeitung
- Energieerzeugung
- Wiederaufbereitung der Brennelemente

Insgesamt werden die Emissionen von 29 verschiedenen radioaktiven Stoffen in drei verschiedene Kompartimente berücksichtigt. Die Stoffe werden in folgende Kategorien eingeteilt:

A. Stoffe mit kurzer Lebensdauer und einem begrenzten Ausbreitungsgebiet (26 Stoffe)
    - Atmosphärische Freisetzung: 17 Stoffe (z.B. Co-60, Rn-222)
    - Freisetzung in Flüsse: 12 Stoffe (z.B. Co-60, Sb124)
    - Freisetzung in Meere: 13 Stoffe (z.B. Co-60, C-14)
B. Stoffe mit einer langen Lebensdauer (4 Stoffe)
    - Atmosphärische Freisetzung: 4 Stoffe (z.B. C-14, H-3)
    - Freisetzung in Gewässer (Fluss, Meer oder unspezifiziert): 3 Stoffe (z.B. C-14, I-129)

Den Schritten zwei und drei des Modells, der Fate- und Expositionsanalyse, werden u.a. folgende Parameter zu Grunde gelegt, die spezifisch für Frankreich und Europa erhoben wurden:

- Bevölkerungsdichte
- Meteorologische Daten
- Lebensstil der Bevölkerung

Der Berechnung der Fate-Faktoren - ausgedrückt in Becquerel pro Masse-/Volumen- oder Flächeneinheit - werden je nach Lebensdauer, Emissionskompartiment und Ausbreitungsgebiet folgende Herangehensweisen zu Grunde gelegt:

- Emissionen in die Luft von Stoffen mit geringer Lebensdauer : Gauß-Modell für ein begrenztes Ausbreitungsgebiet
- Emission in Flüsse von Stoffen mit geringer Lebensdauer: vereinfachtes Boxmodell; Annahme: sofortige Vermischung
- Emission ins Meer von Stoffen mit geringer Lebensdauer: europäisches Modell inkl. der europäischen Nordmeere und des Mittelmeers

  Die Unsicherheit für die Fate-Faktoren der ersten drei Ausbreitungsmodelle wird in [ReCiPe 2008] mit dem Faktor 2 bis 4 eingeschätzt.
- Emission von Stoffen mit langer Lebensdauer: vereinfachte globale Modelle (z.B. globale hydrologische Tritium-Zyklus: dynamisches Modell basierend auf 7 Kompartimenten); diese Modelle wurden ursprünglich vom IAEA (International Atomic Energy Agency) publiziert

  Die Unsicherheit der Ergebnisse ist nach [ReCiPe 2008] und [Dreicer et al 1995] erheblich. Der Grund hierfür ist, dass die Modelle sehr allgemein und unspezifisch gehalten sind und eine Verteilung von geringen Dosen auf eine große Population und über eine lange Zeitperiode hinweg stattfindet. Die Unsicherheit für die globale Ausbreitung beträgt außer für C-14 wahrscheinlich 1 bis 2 Größenordnungen. Diese Unsicherheiten werden auch in [JRC 2011] ungewertet aufgeführt.

Die mit den Fate-Modellen berechnete Kontamination der Umwelt bildet die Grundlage für die Expositionsanalyse. Hierbei werden die verschiedenen Expositionspfade, wie in Abbildung 1

dargestellt, betrachtet. Daraus wird über die individuelle Äquivalenzdosis eine Kollektivdosis ausgedrückt in Personen-Sievert pro Becquerel berechnet. Folgende Populationszahlen liegen dieser Berechnung zu Grunde:

- Emissionen der Kategorie A (kurlebige Emissionen): Bevölkerung von Frankreich und Europa
- Emissionen der Kategorie B (langlebige Emissionen): Weltbevölkerung von 10 Milliarden

Über die drei Schritte: Emission, Ausbreitung und Exposition werden die in der Formel 1 (Kapitel 2) identifizierten Elemente abgedeckt.

Die Modellierung von [Dreicer et al. 1995] bezieht sich auf einen Zeithorizont von 100.000 Jahren. Ein kürzerer Betrachtungszeitraum würde nach [Dreicer et al. 1995] die Auswirkungen nicht widerspiegeln, da die Halbwertszeiten vieler radioaktiver Stoffe sehr hoch sind. In [Frischknecht et al. 2000] werden allerdings auch Faktoren für einen Zeithorizont von 100 Jahren für die kulturelle Perspektive „Individualist“ berechnet.

Die Standardabweichung der berechneten Kollektivdosen schwankt bei den Emissionen der Kategorie B für 100.000 Jahre zwischen 10 und 50 und für die Zeitspanne von 100 Jahren zwischen 10 und 20. Für die Emissionen der Kategorie A ist eine Standardabweichung von 10 angegeben.

Die Wahl des Zeithorizonts (100 oder 100.000 Jahre) spielt nur für Kohlenstoff-14 und Iod-129 der Kategorie B eine Rolle. Nur für diese beiden Stoffe sind die Charakterisierungsfaktoren je nach Zeithorizont unterschiedlich.

3.4 ReCiPe 2008

In [ReCiPe 2008]wird die Methode von [Frischknecht et al. 2000] herangezogen. Als Midpoint-Indikator wird die Strahlenbelastung ausgedrückt in Personen-Sievert pro Becquerel empfohlen (vgl. Kapitel 3.3).

Für die unterschiedlichen in [ReCiPe 2008] enthaltenen kulturellen Perspektiven werden folgende Zeithorizonte vorgeschlagen:

- Hierarchische/Egalitäre Perspektive: Zeithorizont über 100.000 Jahre
- Individualistische Perspektive: Zeithorizont über 100 Jahre

Welche Perspektive zur Anwendung kommt, ist von den Festlegungen im Ziel- und Untersuchungsrahmen und ganz allgemein von den jeweiligen Werthaltungen abhängig.

3.5 GPPS 2011

Im Leitfaden [GPPS 2011] wird für die Ionisierende Strahlung die Methode von [Frischknecht et al. 2000] empfohlen. Es existiert kein Hinweis auf den Zeithorizont.

3.6 Impact 2002+

Auch [Impact 2002+] basiert auf [Frischknecht et al. 2000]: Es wird sowohl die Endpoint - als auch der Midpoint-Ebene berücksichtigt. Die Endpoint-Charakterisierungsfaktoren ausgedrückt in [DALY/Bq] werden der Methodensammlung Eco-indicator entnommen. Eco-indicator selbst basiert auf [Frischknecht et al. 2000]. Die Midpoint-Faktoren von IMPACT 2002+ werden aus den Endpoint Daten abgeleitet, indem die Charakterisierungsfaktoren der einzelnen radioaktiven Stoffe [DALY/$Bq_{Emission\ i}$]durch denjenigen von C-14 [DALY/$Bq_{C\text{-}14}$] dividiert werden. Der Charakterisierungsfaktor auf Midpoint-Ebene besitzt somit die Einheit [Bq-C-14/BqEmission i]. In der zitierten Literatur ist keine Aussage zum Zeitbezug zu finden. Allerdings geht aus einem Vergleich der Charakterisierungsfaktoren hervor, dass diese auf 100.000 Jahren basieren.

4 Empfehlungen

In [UBA 1995, 1999] ist keine Methode zur Adressierung der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung“ vorgeschlagen, allerdings als Aufgabenfeld angesprochen. Alle anderen ausgewählten Referenzen beziehen sich auf die Methode von [Frischknecht et al. 2000]. Bis auf [CML 2002] empfehlen alle Methodensammlungen die Nutzung der Charakterisierungsfaktoren auf Midpoint-Ebene. Die Charakterisierungsfaktoren in [JRC 2011] und [Impact 2002+] basieren auf der Integrationszeit von 100.000 Jahren. In [ReCiPe 2008] werden je nach kultureller Perspektive zwei Integrationszeiten von 100 und 100.000 Jahren aufgeführt.

- Die bisher zur Ionisierenden Strahlung vorgeschlagenen Charakterisierungsfaktoren adressieren ausschließlich das Schutzgut der menschlichen Gesundheit. Das Charakterisierungsmodell nach [Frischknecht et al. 2000] adressiert allein die Emissionen aus dem Regelbetrieb der Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken, Unfälle werden in der Quantifizierung nicht berücksichtigt. Das Modell basiert auf der Berechnung der kollektiven Äquivalentdosis, ein im Strahlenschutz übliches Verfahren. Aus der Sicht der Auftragnehmer ist das Modell unter Berücksichtigung der o.g. Einschränkungen zur Adressierung der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung“ tragfähig. Das Modell stammt aus der Risikoberechnung für Atomkraftwerke, findet dort heute noch Anwendung und ist nachvollziehbar.

- Folgende Aspekte sind aus Sicht der Auftragnehmer allerdings problematisch:

  1. Die Auswirkungen durch Unfälle, die in Ökobilanzen im Allgemeinen keine Berücksichtigung finden, sind gegenüber dem Regelbetrieb der Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken ausserordentlich groß. Damit entfällt bei der Betrachtung des Kernenergiesektors ein wesentlicher Teil der potentiellen Umweltwirkungen.

  2. Die Anwendbarkeit der Methode auf Emissionen radioaktiver Stoffe aus anderen industriellen Prozessen als dem Kernbrennstoffkreislauf ist begrenzt:
     - Im Zusammenhang mit der Stromerzeugung in Kohlekraftwerken entsteht die größte Strahlenexposition durch die Nutzung von Reststoffen in Baumaterialien.
     - Der Einsatz von Phosphat als Düngemittel ist bezüglich der Strahlenexposition relevant.
     - Strahlenexposition durch mineralische Bauprodukte mit Radioaktivität natürlichen Ursprungs wird nicht berücksichtigt.
     - In Sachbilanzdatensätzen aus Datenbanken geliste radioaktive Stoffe, auch solche mit langen Halwertszeiten, die in [Frischknecht et al. 2000] nicht im Konext Kernenergiesektor berücksichtigt wurden, sind nicht mit Charakterisierungsfaktoren hinterlegt.

     Da diese Expositionspfade nicht berücksichtigt sind, ist die Modellsymmetrie bei Ökobilanzen, in denen diese Prozesse oder Produkte eine Rolle spielen, nicht gegeben.

  3. Selbst wenn (1) und (2) durch Asweitung des Modells gelöst würden, ist die Anwendung aufgrund von erheblichen Datenasymmetrien in der Sachbilanz zur Zeit nur schwer und begrenzt möglich. (siehe Kapitel 5).

“

- Trotz der o.g. Einschränkungen des Charakterisierungsmodells empfehlen die Auftragnehmer die Berücksichtigung der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung“ unter Verwendung der Midpoint-Faktoren nach [Frischknecht et al. 2000] für potentielle Wirkungen aus der Kernbrennstoffindustrie aus folgenden Gründen (Charakterisierungsfaktoren vgl. Anhang III):
  - In der Zusammenschau der Ergebnisse aller Wirkungskategorien fließen potenzielle Wirkungen aufgrund der Stromerzeugung in Atomkraftwerken nur bei Berücksichtigung dieser Wirkungskategorie ein. Das ist insbesondere im Kontext der Diskussion der Ergebnisse zum Treibhauspotenzial aufgrund der Stromerzeugung von Bedeutung. Der Ausschluß der Wirkungskategorie „Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung“ würde ein Ungleichgewicht schaffen: Ein Energiemix mit einem hohen Anteil an Atomstrom würde undiskutiert als ökologisch vorteilhafter eingeschätzt werden. Diese Sichtweise widerspricht der derzeitigen Deutschen Umweltpolitik. Daher müssen die Ergebnisse in der Auswertung differenziert diskutiert werden.
  - Die Wirkungskategorie kann den humantoxikologischen Blickwinkel in der Auswertung ergänzen.

- Als Wirkungskategorie-Indikator für die Betrachtung der toxischen Schädigung von Menschen durch Ionisierende Strahlung aus der Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken wird von den Auftragnehmern der Begriff „Potential Ionisierender Strahlung Nuclearer Energie“ (IRP-NE: Ionizing Radiation Potential Nuclear Energy) eingeführt. Diese Bezeichnung dient dazu Missverständnissen bei der Interpretation vorzubeugen.

- Verschieben Die Integrationszeiträume (100 oder 100.000 Jahre) sind willkürlich gewählt. Dies wird am Beispiel der Uran-Radium-Reihe deutlich (siehe Anhang II). Je größer der Integrationszeitraum, desto stärker werden die Wirkungen von Stoffe bewertet, die lange in der Biosphäre verbleiben. Bei Wahl eines langen Integrationszeitraums wie 100.000 Jahre werden kleinste individuelle Strahlenexpositionen aufsummiert. Dieses Vorgehen ist unter Strahlenschutzfachleuten umstritten. Für die Nutzung der Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungsabschätzung, die keine Risikoanalyse ist, empfehlen die Auftragnehmer vor dem Hintergrund der Beschränkung auf die Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken die Faktoren für den Zeithorizont von 100.000 Jahren.

- Aufgrund der derzeit in Datenbanken unzureichenden Datenlage zu anderen industriellen Prozessen als Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken und der Begrenzungen des Charakterisierungsmodells von [Frischknecht et al. 2000] (s.o.) auf den Kernbrennstoffindustrie-Regelbetrieb, sollen in Getränkeverpackungsökobilanzen allein diese Emissionen berücksichtigt werden. Die Relevanz anderer Emissionsquellen soll in der Auswertung unter Reflektion der Datenlage diskutiert werden. Die Verbesserung der Datenlage bezüglich der anderen Prozesse muss nach Ansicht der Auftragnehmer Forschungsprojekten vorbehalten bleiben.

5 Datenanforderungen in der Sachbilanz

Die Grundlage für die Berechnung von Wirkungsabschätzungsergebnissen bilden die in Sachbilanzen zusammengestellten Inventare.

Die Wirkungsabschätzungsergebnisse der Ionisierenden Strahlung sind nur dann aussagekräftig, wenn die Inventare vollständig und symmetrisch vorliegen. D.h., dass bei allen generischen oder primären Datensätzen die Freisetzung radioaktive Stoffe gelistet sein sollte. Abgesehen von der Kernbrennstoffindustrie werden u.a. bei folgenden menschlichen Aktivitäten radioaktive Stoffe emittiert:

- Landwirtschaft
  - Phosphor-Düngung
  - Bodenbearbeitung
- Kohleabbau
  - Reststoffeinsatz aus Kohlekraftwerken in Bauprodukten
- Metallförderung
- Einsatz mineralischer Bauprodukte mit Radioaktivität natürlichen Ursprungs

Die nachfolgende Tabelle, basierend auf der Ecoinvent V2.2 Datenbank, zeigt Datenasymmetrie bezüglich der Berücksichtigung radioaktiver Emissionen: So sind für landwirtschaftliche Prozesse und die Metallgewinnung keine radioaktiven Emissionen berücksichtigt.

Tabelle 1: Berücksichtigung radioaktiver Emissionen in ausgewählten Ecoinvent V2.2 Datensätzen

Metallgewinnung (Erzabbau)	Im Ecoinvent Report und in den Ecoinvent Datensätzen keine Hinweise auf den Einbezug von radioaktiven Stoffe (vgl. [Werner et al. 2009])
Landwirtschaft: Bodenbearbeitung	Keine Berücksichtigung von Emissionen radioaktiver Stoffe bei der Bodenbearbeitung
Landwirtschaft: Phosphordüngung	Keine Berücksichtigung von radioaktiven Emissionen bei der Ausbringung des Düngers. Im Inventar wird für die Aufbereitung von Phosphaterz die Emission radioaktiver Stoffe berücksichtigt. Die Nutzung von Nebenprodukten aus der Aufbereitung wird nicht betrachtet, ebenso wenig wie die Strahlenexpositionen durch Düngemitteleinsatz selbst.
Kohlegewinnung	Berücksichtigung von Radon-222 als Emission aus der Kohle und dem Deckgebirge (vgl. [Dones et al. 2007])
Erdgasgewinnung	Berücksichtigung von Radon-222 („das Rohgas gewisser Lagerstätten enthält Spuren von Radon-222“ [Faist-Emmenegger et al. 2007])
Erdgasgewinnung	Berücksichtigung von Radon-222 („das Rohgas gewisser Lagerstätten enthält Spuren von Radon-222“ [Faist-Emmenegger et al. 2007])
Kernbrennstoffindustrie (vom Uranabbau bis zum Betrieb von Kernkraftwerken	Datensätze beinhalten Emissionen radioaktiver Stoffe

Energiegewinnung)	

6 Mindestanforderungen zur Wirkungskategorie im Leitfaden

Wirkungskategorie: Toxische Schädigung von Menschen durch ionisierende Strahlung

Wirkungskategorie-Indikator: Potential Ionisierender Strahlung Nuclear Energie (IRP-NE: Ionizing Radiation Potential Nuclear Energy), [Person-Sv]

Charakterisierungsfaktor: AD_i: Absorbierte Dosis : [Person-Sv/kBq Emission i]

Die Methodik für UBA-Getränkeverpackungs-Ökobilanzen muss robuste Indikatoren enthalten, deren Sachbilanzbasis mit akzeptablem Aufwand in Regelökobilanzen erhebbar ist. Vor diesem Hintergrund sind die methodischen Elemente zur Aufnahme in den UBA-Leitfaden nachfolgend zusammengestellt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

- Es wird ausschließlich der Regelbetrieb der Kerbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken adressiert.

Sachbilanz:

- Datengrundlage sind die Datensätze zur Stromerzeugung aus relevanten Datenbanken, in denen in der Aufschlüsselung radioaktive Emissionen des Regelbetriebs der Kernbrennstoffindustrie gelistet sind.

Wirkungsabschätzung:

- Charakterisierungsfaktoren nach [Frischknecht et al. 2000] mit dem Zeithorizont 100.000 Jahre : AD_i: Absorbierte Dosis : [Person-Sv/kBq Emission i].

Auswertung:

- Hinweis auf die Begrenzung der Aussagekraft der Ergebnisse: Nur Kernbrennstoffindustrie zur Stromerzeugung in Atomkraftwerken im Regelbetrieb, keine Berücksichtigung sonstiger industrieller Prozesse und Unfälle.
- Diskussion der Ergebnisse im Kontext der Wirkungskategorie Klimawandel.
- Diskussion der Relevanz anderer Emissionsquellen unter Reflektion der Datenlage

7 Literatur

[BMU et al. 2012a] BMU; BMG; BfS; UBA; DVGW; BDEW; Ländervertreter: Leitfaden zur Untersuchung und Bewertung von Radioaktivität im Trinkwasser. 2012

[BMU 2012b] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung Jahresbericht 2010. Bonn; 2012

[Classen et al. 2009] Classen, M.; Althaus, H.-J.; Blaser, S.; Tuchschmid, M. Jungbluth, N.; Doka, G.; Faist Emmenegger, M.; Scharnhorst, W.: Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data 2.1, Nr. 10. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf,. 2009

[CML 2002] Guinée, J.B. (final editor); Gorée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A.de; Oers, L.van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H.de; Duin, R.van; Huijbregts, M.A.J.: Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. ISBN 1-4020-0228-9. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.

[Dones et al. 2007] Dones, R., Bauer, C., Röder, A.: Ecoinvent-Report Teil VI – Kohle – Data v2.0. Villingen, 2007

[Dreicer et al. 1995] Dreicer, M.; Tort, V;, Manen, P.: ExternE, Externalities of Energy, Vol. 5 Nuclear, Centr d'étude sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine nucléaire (CEPN), edited by the European Commission DGXII, Science, Research and development JOULE, Luxembourg, 1995

[Faist-Emmenegger et al. 2007]:Faist-Emmenegger, M., Heck, T., Junbluth, N.: Ecoinvent-Report Teil V – Erdgas – Data v2.0. Villingen, 2007

[Frischknecht et al. 2000] Frischknecht, R.; Braunschweig, A., Hofstetter P., Suter P. et al.: Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. Environmental Impact Assessment Review, 20[2], pp.159–189. 2000

[Garnier-Laplace et al. 2008] Garnier-Laplace, J. C.; Beaugelin-Seiller, K.; Gilbin, R.; Della-Vedova, C.; Jolliet, O.; Payet, J.: A Screening Level Ecological Risk Assessment and ranking method for liquid radioactive and chemical mixtures released by nuclear facilities under normal operating conditions. Proceedings of the International conference on radioecology and environmental protection, 15-20 june 2008, Bergen, 2008

[Garnier-Laplace et al. 2009] Garnier-Laplace, J. C.; Beaugelin-Seiller, K.; Gilbin, R.; Della-Vedova, C.; Jolliet, O.; Payet, J.: A Screening Level Ecological Risk Assessment and ranking method for liquid radioactive and chemical mixtures released by nuclear facilities under normal operating conditions Radioprotection 44 (5) 903-908, 2009

[GPPS 2011] The Consumer Goods Forum (Hrsg.). Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0. Moulineaux. www.theconsumergoodsforum.com

[ICRP 2009] ICRP: Environmental Protection: Transfer parameters for reference Animals and Plants, ICRP Publication 114, 2009

[IMPACT 2002+] Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. (2011): Impact 2002+: User Guide. Draft for Version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL).

[JRC 2011] European Commission-Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011): International Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the European Union

[JRC 2012] European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability (2012): Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information

[Kampert 2002] Prof. Dr. Kampert, K.-H.: Kursvorlesung VI Kern- und Teilchenphysik, Sommersemester 2002, Universität Karlsruhe (TH). http://astro.uni-wuppertal.de/~kampert/KP/Uran-Radium-Reihe.jpg, vom 28. August 2014

[ReCiPe 2008] Goedekoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; De Schryver, An; Struijs, Jaap; van Zelm, Rosalie (2009). ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at midpoint and endpoint level. First edition. Report I: Characterisation.

[Schmidt et al. 1986] Schmidt, M., Teufel, D., Höpfner, U.: Die Folgen von Tschernobyl – Eine Einführung in die Problematik der Radioaktivität. IFEU Bericht Nr. 43. 1986

[UBA 1995] Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Ökobilanz. UBA Texte 23/95. Kapitel 5.7

[UBA 1999] Schmitz, Stefan; Paulini, Inge: Bewertung in Ökobilanzen; Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version ´99. UBA Texte 92/99.

[UNSCEAR 1993] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and Effects of Ionizing Radiation: Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York, 1993

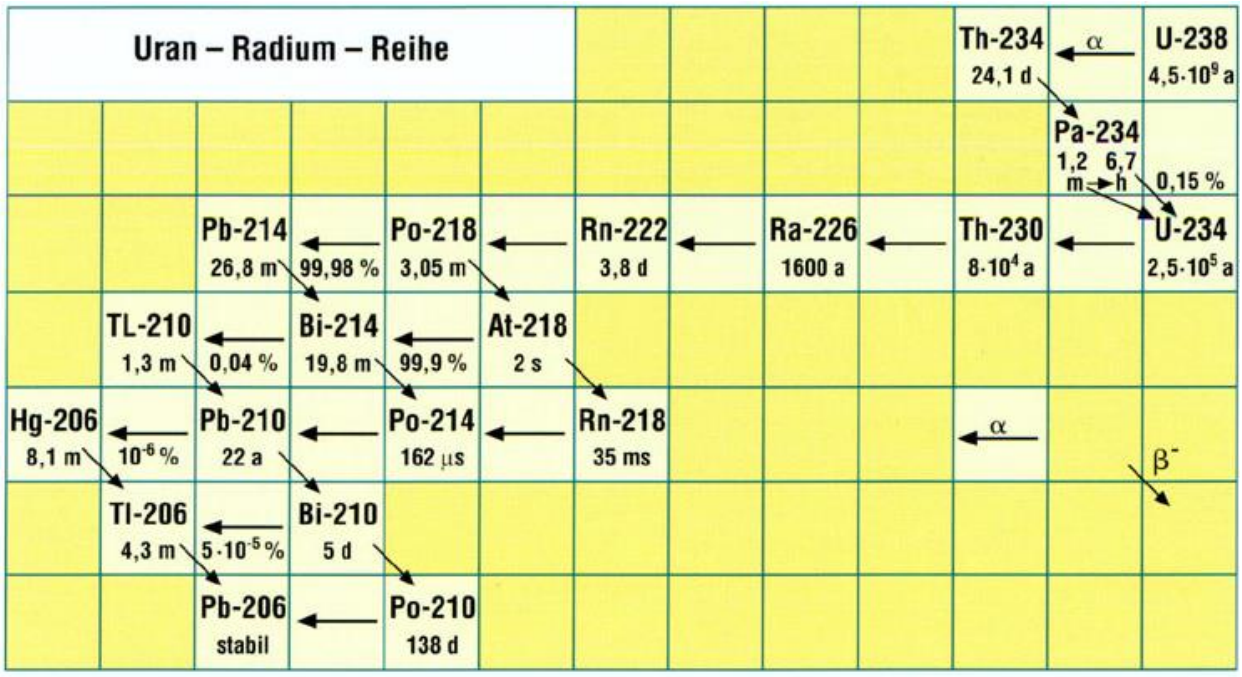
Anhang I: Strahlenexposition durch industrielle Prozesse

Prozess	Spezifische Folgedosis*	Quelle
Kernkraftwerk *Vorkette (Bergbau bis BE-Fertigung)* *Reaktorbetrieb* *Wiederaufbereitung* C-14 und Haldenemissionen	*Integriert über 2-3 a* 1,5 Personen-Sv/GWa 1,4 Personen-Sv/GWa 0,25 Personen-Sv/GWa *Integriert über 10.000 Jahre* 200 Personen-Sv/GWa	UNSCEAR 1993**
Tschernobyl-Unfall	600,000 Personen-Sv *(integriert über 100 a)* = 330 Personen-Sv/GWa bezogen auf weltweite Atomstromerzeugung bis 1986 von ca. 1.800 GWa	UNSCEAR 1993**
Kohlekraftwerke *Bergbau* *Kraftwerke* *Nutzung der Asche*	*Integriert über 2-3 a* 0,0013 – 0,025 Personen-Sv/GWa 20 Personen-Sv/GWa 125 Personen-Sv/GWa *(integriert über 50 a)*	UNSCEAR 1993**
Erdölkraftwerk	0,5 Personen-Sv/GWa	UNSCEAR 1993**
Gaskraftwerk	0,03 Personen-Sv/GWa	UNSCEAR 1993**
Geothermiekraftwerk	2 Personen-Sv/GWa	UNSCEAR 1993**
Phosphatverarbeitung und –nutzung *Phosphatindustrie* *Phosphatdünger* *Nebenprodukte (Bauwirtschaft)*	 0,002 Personen-Sv/1.000 t P_2O_5 2 Personen-Sv/1.000 t P_2O_5 2 - 10 Personen-Sv/1.00 t P_2O_5	UNSCEAR 1993**
Mineralsandabbau und Extraktion von TiO_2, Zr, Y, Ce *Bergbau* *Weiterverarbeitung*	 max. Individualdosis >0,25 mSv max. Individualdosis 0,32 mSv	UNSCEAR 1993**
Eisen- und Stahlproduktion	max. Individualdosis 0.004 mSv	UNSCEAR 2000
Zementproduktion	max. Individualdosis 0.005 mSv	UNSCEAR 2000
Keramikindustrie	max. Individualdosis 0.0004 mSv	UNSCEAR 2000
Teerproduktion	max. Individualdosis 0.004 mSv	UNSCEAR 2000
Koksproduktion	max. Individualdosis 0.004 mSv	UNSCEAR 2000

* Falls vorhanden, wurden die Werte für die Kollektivdosis gewählt.
** globale Durchschnittswerte.

Anhang II: Uran-Radium-Reihe (inkl. Angabe der Halbwertszeit unterhalb der Radionuklide)

Quelle: [Kampert 2002] abgerufen aus dem Internet



Das ist eventuell Problematisch, weil wir es publizieren und die Rechte nachgefragt werden müssen.

Anhang III: Empfohlene Charakterisierungsfaktoren

Tabelle A) Charakterisierungsfaktoren für Emissionen in Luft/limnische Gewässer/marine Gewässer für Radionuklide mit begrenztem Ausbreitungsgebiet in [Person-Sv/kBq Emission i] ([Frischknecht et al. 2000])

Exposure factor (man.Sv/kBq)	Atmospheric releases	Liquid releases into rivers	Liquid releases into the ocean
Silver-110 (Ag-110m)	—	3.3×10^{-10}	—
Americium-241 (Am-241)	—	—	2.1×10^{-8}
Carbon-14 (C-14)	—	—	7.8×10^{-10}
Curium alpha (Cm alpha)	—	—	3.8×10^{-8}
Cobalt-58 (Co-58)	2.8×10^{-10}	2.7×10^{-11}	—
Cobalt-60 (Co-60)	1.1×10^{-8}	2.9×10^{-8}	2.6×10^{-10}
Cesium-134 (Cs-134)	7.9×10^{-9}	9.5×10^{-8}	5.2×10^{-11}
Cesium-137 (Cs-137)	8.9×10^{-9}	1.1×10^{-7}	5.2×10^{-11}
Iodine-131 (I-131)	1×10^{-10}	3.3×10^{-10}	—
Iodine-133 (I-133)	6.2×10^{-12}	—	—
Manganese-54 (Mn-54)	—	2.1×10^{-10}	—
Lead-210 (Pb-210)	1.0×10^{-9}	—	—
Polonium-210 (Po-210)	1.0×10^{-9}	—	—
Plutonium alpha (Pu alpha)	5.5×10^{-8}	—	4.9×10^{-8}
Plutonium-238 (Pu-238)	4.4×10^{-8}	—	—
Radium-226 (Ra-226)	6.0×10^{-10} [c]	8.5×10^{-11} [d]	—
Radon-222 (Rn-222)	1.6×10^{-11}	—	—
Ruthenium-106 (Ru-106)	—	—	9.5×10^{-11}
Antimony-124 (Sb-124)	—	5.4×10^{-10}	—
Antimony-125 (Sb-125)	—	—	9.8×10^{-12}
Strontium-90 (Sr-90)	—	—	2.7×10^{-12}
Thorium-230 (Th-230)	3.0×10^{-8}	—	—
Uranium-234 (U-234)	6.4×10^{-8}	1.6×10^{-9}	1.5×10^{-11}
Uranium-235 (U-235)	1.4×10^{-8}	1.5×10^{-9}	1.6×10^{-11}
Uranium-238 (U-238)	5.4×10^{-9}	1.5×10^{-9}	1.5×10^{-11}
Xenon-133 (Xe-133)	9.4×10^{-14}	—	—

Tabelle B) Charakterisierungsfaktoren für Emissionen in Luft/Wasser für Radionuklide mit globaler Ausbreitung in [Person-Sv/kBq Emission i] ([Frischknecht et al. 2000])

	Local and regional exposure and exposure from global dispersion during 100,000 years	
	Exposure factor (man.Sv/kBq)	Assumed standard deviation σ_g^2
Atmospheric releases		
Carbon-14 (C-14)	1.4×10^{-7}	10
Tritium (H-3)	9.5×10^{-12}	20
Iodine-129 (I-129)	6.2×10^{-7}	50
Krypton-85 (Kr-85)	9.3×10^{-14}	20
Liquid releases		
Tritium (H-3) into rivers	3.0×10^{-13}	20
Tritium (H-3) into the ocean	4.6×10^{-14}	20
Iodine-129 (I-129)	6.6×10^{-8}	50