



BRIX Indikatoren und Berechnungsmethode

Endbericht von Arbeitspaket 2

Stefan Giljum, Eva Burger, Martin Bruckner, Thomas Patz / SERI

Mit Beiträgen von

Irma Pelikan und Dietmar Kanatschnig / ÖIN

Christopher Manstein / Faktor 10

Harald Reisinger / plenum

Mathias Onischka und Michael Lettenmeier / Wuppertal Institut

Endversion, August 2010

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG	3
1 EINLEITUNG.....	5
2 STATE-OF-THE-ART: METHODEN- UND INDIKATORENENTWICKLUNG	6
2.1 RESSOURCENKATEGORIEN UND MESSMETHODEN.....	7
2.2 INDIKATOREN DER RESSOURCENNUTZUNG	10
3 PRODUKT- UND UNTERNEHMENSBERECHNUNGEN	16
3.1 GRUNDLAGEN	16
3.2 DIREKTER UND INDIKTER RESSOURCENVERBRAUCH.....	17
3.3 WICHTIGE ASPEKTE FÜR DIE BERECHNUNG DES PRODUKT-BRIX	22
3.4 AUSBLICK: DIE BERECHNUNG EINES UNTERNEHMENS-BRIX.....	24
4 DAS BRIX INDIKATORENSET	28
4.1 INPUT-SEITIGE ORIENTIERUNG DES INDIKATORENSETS	28
4.2 ABLEITUNG UND BESCHREIBUNG DES BRIX INDIKATORENSETS	29
4.3 ALLGEMEINE HINWEISE ZUR ANWENDUNG DES BRIX INDIKATORENSETS	31
5 BRIX METHODIK: SYSTEMGRENZEN UND RECHENREGELN	32
5.1 SYSTEMGRENZEN	32
5.2 RECHENSCHRITTE UND RECHENREGELN	35
5.3 DIE KONKRETE INDIKATORENBERECHNUNG IN BRIX.....	39
6 DIE BERECHNUNG WEITERER INDIKATOREN AUS BRIX DATEN	41
6.1 MIPS (MATERIALINPUT PRO SERVICEEINHEIT).....	42
6.2 KUMULIERTER ENERGIEAUFWAND / CUMULATIVE ENERGY DEMAND	43
6.3 CO ₂ -FUßABDRUCK / CARBON FOOTPRINT	43
6.4 WASSERFUßABDRUCK / WATER FOOTPRINT.....	44
6.5 ÖKOLOGISCHER FUßABDRUCK / ECOLOGICAL FOOTPRINT	44
7 METHODISCHE ANSÄTZE AUF SEKTOR- UND MAKROEBENE.....	46
7.1 DIE VERBINDUNGEN ZWISCHEN MIKRO- UND MAKROEBENE	46
7.2 INPUT-OUTPUT ANALYSEN	47
7.3 SCHLUSSFOLGERUNGEN	54
8 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN	55
REFERENZEN.....	56

Zusammenfassung

Eine Reduktion des Ressourcenverbrauchs ist dringend erforderlich, da die mit dem weltweiten Ressourcenverbrauch verbundenen Belastungen von Mensch und Ökosystem zunehmen. Viele der zentralen gegenwärtigen Umweltprobleme (wie Klimawandel, Verlust der Artenvielfalt, Ausbreitung der Wüsten, Erosion) entstehen dadurch, dass die Menschheit eine zu große Menge an natürlichen Ressourcen in Produktion und Konsum umsetzt. Die quantitative Reduktion des Ressourcendurchsatzes entlang der Wertschöpfungskette wird daher zu einem zentralen Ziel nachhaltiger Produktion. Die Messung dieser Reduktion kann nur mittels Input-orientierter Indikatoren erfolgen, welche die Bestimmung der quantitativen Nutzung von natürlichen Ressourcen (wie Material, Wasser oder Fläche) erlauben. Das BRIX Projekt wurde daher in einer Weise designt, welches diesen Herausforderungen Rechnung trägt.

Das BRIX Indikatorenset stellt Ressourceninputs in den Mittelpunkt der Betrachtung. Dem BRIX Konzept liegt die Philosophie zugrunde, dass jeder Ressourceninput mit Umwelteingriffen und Umweltauswirkungen verbunden ist. Das BRIX Indikatorenset wurde daher konsequent auf die Inputseite hin ausgerichtet. Es ist daher als Ergänzung zu anderen Indikatorensystemen (etwa jene, welche in der Ökobilanz / Life Cycle Assessment zu Einsatz kommen) gedacht und deckt Aspekte von Umweltverschmutzung, Biodiversität und Toxizität nicht ab. Zur Messung und zur Vermeidung dieser spezifischen Umweltauswirkungen muss das BRIX Indikatorenset mit anderen Bewertungsinstrumenten kombiniert werden.

Das BRIX Kernindikatorenset umfasst vier komplementäre, nicht überlappende, Ressourcenkategorien: abiotische/biotische Materialien, Wasser, Luft und Fläche. Aus diesen vier Kategorien können die korrespondierenden Indikatoren abiotischer/biotischer Materialinput, Wasserinput, Luftinput sowie Flächeninput abgeleitet werden. Weitere Ressourcenindikatoren, wie Kumulierter Energieaufwand, Carbon Footprint oder Ecological Footprint können basierend auf den BRIX Datenerhebungen und unter Zuhilfenahme zusätzlicher Berechnungsfaktoren errechnet werden.

Das BRIX Konzept fokussiert auf die Produktebene und nicht auf die Unternehmensebene. Wichtige Gründe für diese in diesem Projekt getroffene Schwerpunktsetzung waren, dass die Berechnung eines BRIX auf Produktebene den Erwartungen der am Projekt teilnehmenden Partnerunternehmen entsprach sowie dass durch einen Produkt-BRIX die Grundlage für eine Ressourcenoptimierung über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes hinweg geschaffen wird, was auf Basis einer Unternehmensbetrachtung nicht möglich wäre. Der Produkt-BRIX wurde jedoch so konstruiert, dass eine spätere Ausweitung auf die Unternehmensebene inhaltlich und methodisch möglich ist.

Ein Produktlebenszyklus umfasst im Allgemeinen drei Phasen. Erstens die Herstellungsphase, in der ein Produkt typischerweise bereits mehrere Unternehmen durchläuft. Zweitens die Nutzungsphase eines Produktes, welche in einem Haushalt oder einem Unternehmen stattfinden kann, sowie schließlich die End-of-life-Phase (Entsorgung oder Wieder-/Weiter-verwertung/-verwendung) des Produktes. Innerhalb dieser Hauptstufen

finden Transportschritte statt und die einzelnen Phasen sind auch durch Transport verbunden. Wichtig ist festzuhalten, dass der BRIX prinzipiell für jede dieser Stufen gesondert erhoben und berechnet werden kann. In den in BRIX durchgeführten Business Cases wurde jedoch hauptsächlich auf die Herstellungsphase fokussiert (Ausnahme bildet der Business Case Rhomberg, wo auch die Nutzungs- und die Entsorgungsphase in die Berechnungen mit aufgenommen wurden).

Die BRIX Methode erlaubt es, den direkten und indirekten Ressourcenverbrauch von Produkten zu erheben und zu analysieren. Als direkte Ressourcenbeanspruchungen werden im Projekt BRIX solche Ressourcenverbräuche angesehen, die unmittelbar auf dem Unternehmensstandort zur Herstellung des analysierten Produktes physisch bewegt werden. Dies betrifft z.B. die Anlieferung von Rohstoffen oder Vorprodukten, welche an ein Unternehmen zur Weiterverarbeitung geliefert werden oder der direkte Verbrauch von Wasser oder Energie in der Herstellung des Produktes. In diesem Falle werden die Eigengewichte der Rohstoffe oder Vorprodukte bzw. die Verbräuche an Wasser oder Energie ab Unternehmensgrenze als direkte Ressourcenbeanspruchungen angesehen. Sämtliche Ressourcenbeanspruchungen aus Vorketten, die zur Bereitstellung der Rohstoffe oder Vorprodukte bis zur Unternehmensgrenze erforderlich waren, werden als indirekte Ressourcenbeanspruchungen angesehen.

Die Berechnung des indirekten Ressourcenverbrauchs erfolgt mit Hilfe von Ressourcenintensitätsfaktoren. Als erster Schritt in der Berechnung der BRIX Indikatoren werden die direkten Einsatzstoffe und direkten Ressourcenverbräuche in Zusammenarbeit mit den Produktionsunternehmen erhoben. Zur Durchführung der Berechnung des indirekten Ressourcenverbrauchs werden im zweiten Schritt die Mengen der direkten Einsatzstoffe mit Faktoren zur lebenszyklusweiten Ressourcen-Intensität multipliziert. Die Berechnung des gesamten Ressourcen-Inputs erfolgt somit nach der folgenden allgemeinen Formel: Lebenszyklus-weiter Ressourcen-Input = Einsatzmenge x Ressourcen-Intensität. Die zum Einsatz kommenden Faktoren der Ressourcenintensität werden aus der wissenschaftlichen Literatur und existierenden Lebenszyklus-Datenbanken entnommen (siehe AP 3 Bericht für weitere Details).

1 Einleitung

Dieser Bericht aus Arbeitspaket 2 des Projektes „BRIX“ setzt auf dem Endbericht des Arbeitspaketes 1 auf. Darin erfolgte die Aufarbeitung des State-of-the-art von politischen Prozessen zu Ressourcennutzung und Ressourceneffizienz, von gesellschaftlichen Initiativen, welche Ressourceneffizienz fördern, sowie von Ansätzen wirtschaftlicher Akteure und Institutionen zur Erhöhung von Ressourceneffizienz, insbesondere im Kontext von CSR. Ebenfalls erfolgte eine Darstellung der derzeitigen Berücksichtigung von Indikatoren der Ressourcennutzung in den Berichtsrichtlinien der „Global Reporting Initiative (GRI)“. Da BRIX die Anschlussfähigkeit an GRI als ein wichtiges Ziel ansieht, sind diese GRI Indikatoren auch für das in diesem Bericht vorgestellte BRIX Methoden- und Indikatorenset von Bedeutung.

Die Ziele des Arbeitspaketes 2 waren

- die Aufarbeitung des wissenschaftlichen State-of-the-art im Bereich der Messung von Ressourcennutzung und Ressourceneffizienz,
- die Auswahl eines Sets an Indikatoren zu Ressourcennutzung und Ressourceneffizienz, die in den BRIX einfließen,
- die Erarbeitung und Beschreibung eines einheitlichen methodischen Rahmens für die Berechnung jener ausgewählten Indikatoren,
- die Erarbeitung eines methodischen Rahmens zu den Verbindungen von Produkt- und Unternehmensebene, inklusive eines Modells zur Darstellung (und späteren Gewichtung) der BRIX Berechnungsergebnisse,
- die Aufarbeitung und Bewertung methodischer Zugänge zur Berechnung von Sektor- und Makrodaten für die Anwendung in Berechnungen auf der Produkt- und Unternehmensebene, sowie
- die Formulierung von Empfehlungen für die Arbeit in den weiteren Arbeitspaketen, insbesondere Arbeitspaket 3 (Datenentwicklung), Arbeitspaket 5 (Business Cases) und Arbeitspaket 6 (Gewichtung).

Der vorliegende Bericht ist wie folgt aufgebaut.

Kapitel 2 „State-of-the-art: Methoden- und Indikatorenentwicklung“ liefert eine kurze Zusammenfassung des aktuellen wissenschaftlichen Entwicklungsstandes von Methoden und Indikatoren zur Messung von Ressourcenverbrauch und Ressourceneffizienz.

Kapitel 3 „Produkt- und Unternehmensberechnungen“ widmet sich der Frage, welche Verbindungen zwischen Berechnungen auf Produkt- und Unternehmensebene bestehen. Es wird ein Konzept erarbeitet, welches erläutert, was als direkter beziehungsweise indirekter Ressourcenverbrauch entlang eines Produktlebenszyklus bezeichnet werden kann. Dieses Konzept stellt einerseits eine Basis für die Gewichtungsfragen dar, die in Arbeitspaket 6 bearbeitet werden, andererseits liefert es die Basis für die spätere Anwendung von BRIX auf der Ebene von Unternehmen.

Kapitel 4 „BRIX Indikatorenset“ leitet das Indikatorenset ab, welches dem BRIX zu Grunde liegen wird und liefert eine detaillierte Beschreibung. In diese Ableitung fließen einerseits die Ergebnisse und Empfehlungen aus Arbeitspaket 1 ein, andererseits wird dem

wissenschaftlichen State-of-the-art Rechnung getragen. Kapitel 4 beinhaltet auch allgemeine Hinweise zur Anwendung der im BRIX Set enthaltenen Indikatoren.

Kapitel 5 „BRIX Methodik“ liefert eine detaillierte Beschreibung jener Berechnungsmethoden, die den in BRIX enthaltenen Indikatoren zu Grunde liegen. Dabei werden allgemein gültige Systemgrenzen definiert, allgemeine Rechenregeln beschrieben sowie erläutert, welche Daten und Faktoren in der Indikatorenberechnung zum Einsatz kommen.

Kapitel 6 „Berechnung weiterer Indikatoren aus BRIX Daten“ zeigt, dass eine Reihe weiterer relevanter und weitverbreiteter Indikatoren aus den in BRIX zusammengestellten Basisdaten berechnet werden können (unter anderem MIPS, Carbon Footprint und Ecological Footprint). Für jede dieser Indikatoren wird kurz beschrieben, wie eine Berechnung basierend auf den BRIX Daten erfolgen kann und welche etwaigen zusätzlichen Daten bzw. Vorgehensweisen dafür notwendig sind.

Kapitel 7 „Methodische Ansätze auf Sektor- und Makroebene“ beinhaltet eine Zusammenfassung des wissenschaftlichen Entwicklungsstandes hinsichtlich der Berechnung von Ressourcenverbrauch auf der Ebene von Wirtschaftssektoren. Diese Durchschnittswerte von Branchen können in Produktebene dort sinnvoll eingesetzt werden, wo detaillierte, produktkettenspezifische Informationen fehlen. Diese Arbeiten stellen die Basis für die Zusammenstellung von sektoralen Daten im Arbeitspaket 3 dar.

Kapitel 8 „Schlussfolgerungen und Empfehlungen“ leitet schließlich Empfehlungen für die weiterführenden Arbeitspakete ab. Dies betrifft insbesondere Arbeitspaket 3 (Datenentwicklung), Arbeitspaket 5 (Business Cases) und Arbeitspaket 6 (Gewichtung).

2 State-of-the-art: Methoden- und Indikatorenentwicklung

Während der letzten 15 bis 20 Jahre wuchs das Interesse zur quantitativen Bewertung der Beziehungen zwischen Gesellschaft und Umwelt stark an. Forschungsfelder wie *Industrielle Ökologie* und *Ökologische Ökonomie* stellten das Thema der Ressourcennutzung für Produktions- und Konsumaktivitäten ins Zentrum ihres Untersuchungsgegenstands. Im Zuge dieser Forschungsarbeiten wurden erhebliche Fortschritte zur Integration physischer Bilanzierungsansätze in Statistiken gemacht und Rahmensysteme zur Messung des Verbrauchs natürlicher Ressourcen sowohl auf Sektor- und Länderebene als auch auf Produktebene entwickelt.

Im weltweiten Kontext stellt die Erarbeitung des „System for Integrated Environmental Economic Accounting (SEEA)“ der Vereinten Nationen (United Nations, 2003) die bedeutendste Entwicklung eines Rahmensystems zur Quantifizierung des Ressourcenverbrauchs auf Sektor- und Länderebene dar und setzt Richtlinien für die Integration von Umweltdaten in das System der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (VGR). Materialflussbilanzen, sowie Energie-, Land- und Wasserbilanzen bilden das Kernberechnungsset des SEEA Systems, wodurch die gesamte physische Struktur einer Volkswirtschaft repräsentiert werden kann.

Innerhalb der europäischen Union wurde ein ähnlicher Prozess zur Messung des Ressourcenverbrauchs im Rahmen des so-geannten „NAMEA“ (National Accounting Matrix including Environmental Accounts) Rahmensystems initiiert (ETC/RWM, 2007). Während

sich die NAMEA Datenerfassungen ursprünglich nur auf die Luftemissionen einzelner Wirtschaftssektoren konzentrierten, werden Materialflussbilanzen, sowie Wasser- und Energiebilanzen in immer mehr nationale NAMEA Systeme der EU Mitgliedsländer implementiert.

Neben diesen Rahmensystemen zur Messung des Ressourcenverbrauchs auf Sektor- und Länderebene wurden in den letzten Jahrzehnten Ansätze zur Umweltbewertung auf Produktebene entwickelt. Der international wichtigste Ansatz hierzu sind so genannte Ökobilanzen, im englischen Life Cycle Assessment (LCA) genannt. Die Methodik der Ökobilanzen ist bereits international über ISO Normen standardisiert (zum Beispiel, ISO, 2006). Weiters existieren eine größere Anzahl an LCA Datenbanken, welche Berechnungsfaktoren für die Produktbewertung beinhalten und welche in Europa und weltweit häufig Anwendung finden. Für mehr Details zu LCA Datenbanken siehe die Arbeiten im Arbeitspaket 3 („Daten“) des BRIX Projektes.

2.1 Ressourcenkategorien und Messmethoden

Im Allgemeinen kann zwischen fünf Grundkategorien natürlicher Ressourcen, welche den einzelnen Produktions- und Konsumprozessen als Input dienen, unterschieden werden: biotische Materialien, abiotische Materialien (inkl. Boden), Luft (gebundene Luftmoleküle, im Wesentlichen für Verbrennungsprozesse), Wasser und Flächen (siehe Abbildung 1).

Es soll darauf hingewiesen werden, dass die oben bereits erwähnte Kategorie „Energie“ hier nicht extra angeführt wird, da diese in anderen Kategorien beinhaltet ist: die stoffliche Seite von Energieträgern in Form von abiotischem Material (fossile Energieträger) oder biotischem Material (Biotreibstoffe, Holz, etc.), die Nutzung von Energieträgern, insbesondere die Verbrennung, über die Einbeziehung der zur Verbrennung notwendigen Inputs von Luft.

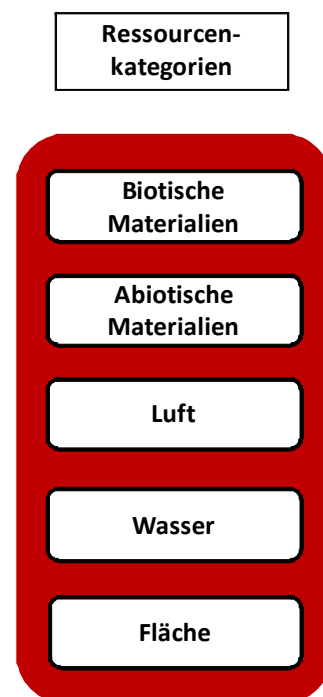
Für die verschiedenen Kategorien der Ressourceninputs wurden jeweils unterschiedliche Messmethoden entwickelt, die im folgenden kurz zusammengefasst werden.

Ressourcenkategorie biotische und abiotische Materialien

Zur Messung der anthropogenen Nutzung von biotischen und abiotischen Materialien auf Länderebene wurde die so genannte Materialflussrechnung und –analyse (abgekürzt: MFA) entwickelt. MFA baut auf Konzepten der Material- und Energiebilanzierung (Material and Energy Balancing) auf, welche bereits vor 40 Jahren erarbeitet wurden (Ayres and Kneese, 1969).

Die Grundeinheit für Berechnungen des Materialverbrauchs ist Gewicht (Kilogramm oder Tonnen). Basierend auf nationalen oder internationalen statistischen Daten berechnet eine MFA sowohl die inländische Ressourcenentnahme als auch die physischen Importe und Exporte. Biotische Materialien decken die Produktion der Land-, Forst- und

**Abbildung 1:
Ressourcenkategorien**



Fischereiwirtschaft, sowie die Jagd ab. Zur Gruppe der abiotischen Materialien gehören vor allem Mineralien (metallische Erze, Industrie- und Baumineralien) und fossile Energieträger (Kohle, Öl, Gas, Torf). Seit Beginn der 1990er Jahre, als man Materialflussbilanzen auf nationaler Ebene zum ersten Mal präsentierte, lösten MFA ein rasch wachsendes wissenschaftliches Interesse aus und es wurden große Bemühungen unternommen, um die unterschiedlichen methodologischen Ansätze der einzelnen Forschungsgruppen zu harmonisieren. Mittels internationaler MFA Arbeitsgruppen wurde eine Standardisierung der Bilanzierung und Analyse von volkswirtschaftlichen Materialflüssen erarbeitet und als methodische Handbücher von EUROSTAT (2007) und der OECD (2007b) publiziert. In vielen Mitgliedstaaten der EU beziehungsweise der OECD ist MFA bereits Teil des offiziellen ökologisch statistischen Berichtssystems. Darüber hinaus sind MFA Daten für eine zunehmende Anzahl an Schwellen- und Entwicklungsländer vorhanden (OECD, 2007a). Trotz der breiten Anwendung des Konzeptes MFA bestehen nach wie vor große Unsicherheiten hinsichtlich einiger der verwendeten Basisdaten. Dies betrifft insbesondere den Bereich der Entnahme von Baumaterialien (wie Sand, Schotter, Kies), der in vielen nicht-OECD Ländern gar nicht statistisch erhoben wird und auch in Österreich nicht vollständig erfasst ist. Aggregierte Materialverbrauchsindikatoren von Ländern müssen daher mit Vorsicht interpretiert werden.

Basierend auf Daten einer Materialflussanalyse auf Länderebene kann eine so-genannte „Energieflussanalyse“ (Energy Flow Accounting) angeschlossen werden. Im Unterschied zu Standard-Energiebilanzen, wie sie etwa von statistischen Ämtern publiziert werden und welche nur Energieträger berücksichtigt, werden in einer Energieflussanalyse alle Materialinputs über den Heizwert in ihre Energieäquivalente umgerechnet. Damit werden etwa auch Nahrungsmittel oder Fertigprodukte in ihrer energetischen Dimension berücksichtigt und somit ein vollständiges Bild des Energiesystems einer Gesellschaft gewonnen (Schandl et al., 2002).

Zusätzlich zur Bilanzierung der Materialflüsse auf Länder- und Sektorebene existieren auch Ansätze zur Erhebung des Materialverbrauchs entlang von Produktlebenszyklen (Produktebene). Das Konzept der „Materialintensitätsanalyse (MAIA)“ (Schmidt-Bleek et al., 1998) wurde in den 1990er Jahre am Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie in Deutschland entwickelt und strebt die Erhebung aller Materialinputs entlang des gesamten Produktlebenszyklus an: von der Ressourcenextraktion über die Fertigung, den Handel und den Konsum bis zur Aufbereitung beziehungsweise Entsorgung. Der Indikator, der durch diese Erhebungen berechnet wird, ist der so-genannte „Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS)“ (Ritthof et al., 2002; Schmidt-Bleek et al., 1998). Die lebenszyklusweiten Materialinputs, auch bekannt als ökologischer Rucksack eines Produkts, visualisieren die akkumulierte Umweltbelastung, welche üblicherweise unsichtbar für den Endverbraucher ist (für eine genaue Beschreibung des Indikators MIPS siehe den nächsten Abschnitt). Neben der Kategorie des biotischen sowie abiotischen Materialverbrauchs werden in diesen Berechnungen auf der Produktebene standardmäßig auch die Kategorien Wassereinput, Luftinput sowie Bodenbewegungen (in Form von Erosion und/oder von beim Anbau bewegten Bodenmassen) erhoben. Dadurch ergeben sich zum Teil Überschneidungen mit anderen Berechnungssystemen, etwa im Bereich des Wasserverbrauchs (siehe dazu die folgenden Kapitel).

Ressourcenkategorie Luft

Luft ist ein zentraler Ressourceninput für Verbrennungs- und andere Prozesse. Neben den lebenserhaltenden Sauerstoff für die Atmung bei Tieren und Pflanzen wird Sauerstoff aus der Luft in Verbrennungs- und Verrottungsprozessen gebunden. Im Rahmen des oben beschriebenen MIPS Konzeptes wird auch der Luftinput entlang von Produktionsketten gemessen. Dabei wird nur Luft zur Verbrennung und Luft als Rohstoff für chemisch-physikalische Umwandlungen berücksichtigt (Schmidt-Bleek et al., 1998).

Für die Berechnung der Indikatoren wie den Ökologischen Fußabdruck oder den Carbon Footprint (siehe weiter unten) ist die Ressourceninput-Kategorie Luft von zentraler Bedeutung. Zum Beispiel wird bei der Verbrennung fossiler Energieträger und auch Holz CO₂ aus O₂ und C produziert. Der verbrennungsbedingte Sauerstoffverbrauch findet sich somit auf der Output-Seite in Form der Kohlendioxid-Emissionen wieder, weshalb Luft als Ressourceninput auch indirekt in so-genannte Treibhausgasbilanzen einfließt.

Exkurs zur Output-Seite: In so-genannten Treibhausgasbilanzen werden alle relevanten Klimagase erfasst (Solomon et al., 2007). Treibhausgasbilanzen können auf nationaler oder Unternehmens-Ebene durchgeführt werden, oder unter dem Namen Carbon Footprint (Wiedmann and Minx, 2007) auf Produktebene entlang des Produktlebenszyklus (siehe weiter unten).

Ressourcenkategorie Wasser

Der Wasserverbrauch ist ein Thema zunehmender politischer Relevanz. Wasserbilanzen (im englischen: water accounts) können auf Länderebene erstellt werden und sind bereits vereinzelt in statistischen Systemen auf der nationaler Ebene inkludiert (Olsen, 2003; Statistisches Bundesamt, 2008). Diese nationalen Wasserbilanzen erheben im Regelfall nur das innerhalb des Landes eingesetzte Wasser. Die Methode des so-genannten Wasserfußabdrucks (im englischen: Water Footprint) (Chapagain and Hoekstra, 2004b) geht darüber hinaus und bezieht auch jenes Wasser ein, dass indirekt in Importen und Exporten enthalten ist (z.B. Bewässerungswasser).

Neben der Länderebene nimmt die Anzahl der errechneten Wasser-Fußabdrücke auf der Produktebene (for example, Chapagain and Hoekstra, 2007) und Unternehmensebene zu.

Wasserbilanzen unterscheiden oftmals zwischen der Wasserentnahme aus Flüssen, Seen und Brunnen (Oberflächen-, Grund- und Tiefenwasser, das so genannte „blaue Wasser“) zur landwirtschaftlichen, industriellen und heimischen Verwendung, und Regenwasser („grünes Wasser“) welches durch landwirtschaftliche Produkte aufgenommen wird. In den oben erwähnten Berechnungen nach dem MAIA/MIPS Konzept wird nur das „blaue Wasser“ einbezogen und darin als „Wasserrucksack“ bezeichnet.

Die Auswirkungen von Wasserentnahmen hängen weitgehend vom Extraktionsort und der Extraktionszeit ab. Einen Link zu den erneuerbaren Wasserbeständen spezieller geographischer Regionen oder Länder zu schaffen, ist für eine sachgerechte Interpretation von Indikatoren der Wasserentnahme und des Wasserverbrauchs besonders nützlich.

Ressourcenkategorie Fläche

Methoden zur Erhebung von Landbedeckung (Land cover) bedienen sich üblicherweise mittels Satellitenbildern einer gewissen Auflösung (Rastersystem). Das EU Corine

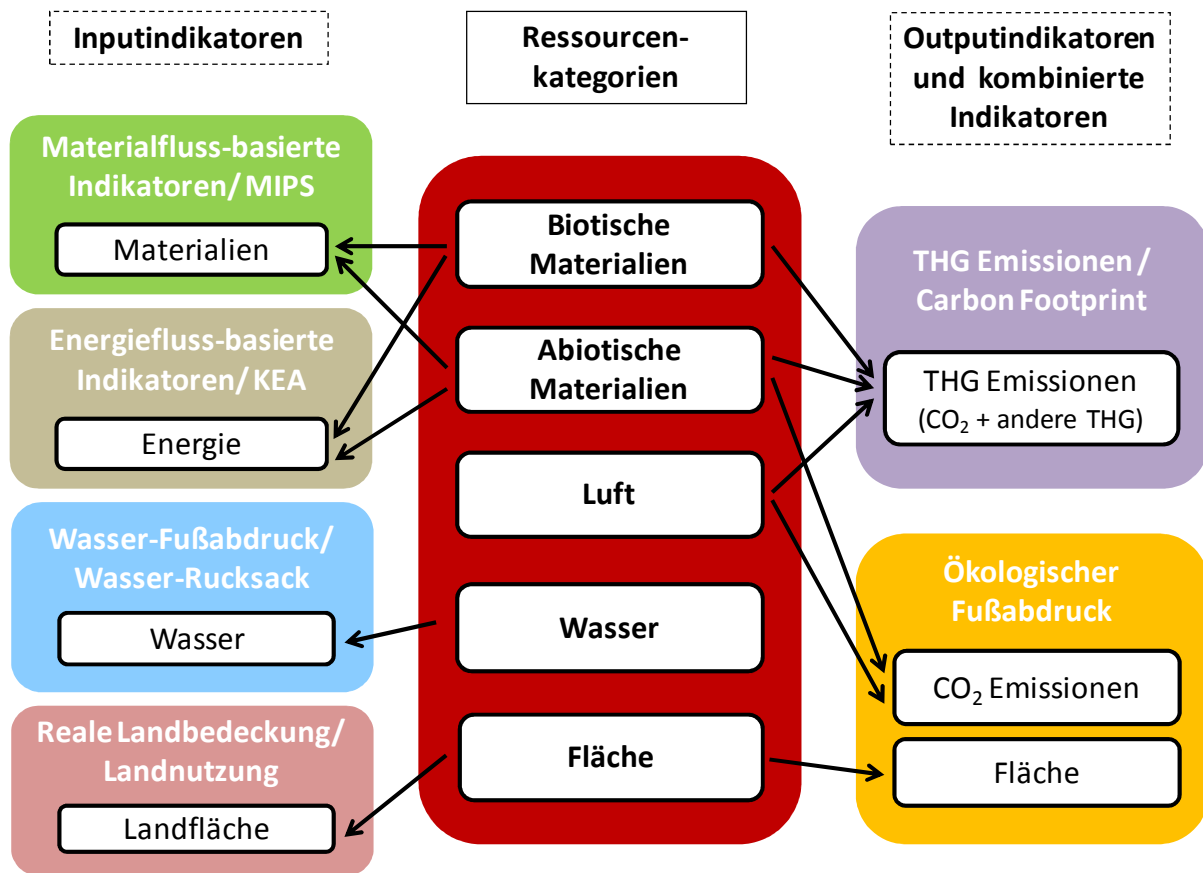
(Coordination of Information on the Environment) Landbedeckungssystem, mit dessen Hilfe die europäische Umweltagentur (European Environmental Agency, EEA) Bilanzen zur Veränderung der Landbedeckung und -nutzung erstellt und ausgewertet, basiert beispielsweise auf Satellitenbildern eines 100 m x 100 m Rasters (EEA, 2006). Ziel dieser Art von Systemen ist es, geographische Muster verschiedener Landbedeckungsarten eines Landes oder einer Region, die Form der Veränderung über die Zeit und die Prozesse, die diese Transformationen auslösen, zu beschreiben. Für einige Länder, etwa für Deutschland, werden auch jährliche Landnutzungsstatistiken veröffentlicht, die auf statistischen Erhebungen beruhen (Statistisches Bundesamt, 2008).

Ein zunehmend wichtiges Themenfeld ist auch die Quantifizierung der verwendeten Landfläche entlang des Lebenszyklus von Produkten, etwa für die Fragestellung, wie viel Landfläche im Ausland durch importierte Produkte belegt wurde (Erb et al., 2009; Würtenberger et al., 2006).

2.2 Indikatoren der Ressourcennutzung

Basierend auf dem System der fünf Hauptkategorien von Ressourcen lässt sich eine Vielzahl an Indikatoren berechnen und darstellen. Dabei kann im allgemeinen zwischen zwei Klassen von Indikatoren unterschieden werden: Indikatoren, welche ausschließlich auf Ressourceninputs fokussieren (linke Seite der Abbildung 2) und Indikatoren, die outputorientiert sind beziehungsweise Inputs und Teile der generierten Outputs, vor allem Treibhausgasemissionen, kombinieren (rechte Seite der Abbildung 2).

Abb. 2: Ableitung von Indikatoren aus den Ressourcenkategorien



Quelle: Abgeleitet aus (Giljum et al., 2009a)

2.2.1 Inputindikatoren

MFA-basierte Indikatoren & MIPS

Aus Daten der Materialflussbilanz und –analyse (MFA) können eine Reihe von Indikatoren berechnet werden. Diese beinhalten auf Länder- und Sektorebene Indikatoren zu Ressourceninput, Ressourcenkonsum und Ressourcenhandel und werden in Masseneinheiten berechnet. Wichtige MFA Indikatoren sind etwa der „Direkte Materialinput (DMI)“, errechnet als Ressourcenentnahme plus Importe oder der „Heimische Materialkonsum („Domestic Material Consumption/DMC“), der die Exporte eines Landes vom DMI abzieht. Indikatoren wie zum Beispiel DMC sind im Indikatorenset der EU integriert, welche den Fortschritt der Lissabon Strategie bewerten (Structural Indicators) und stellen den Headline-Indikator im Bereich „Sustainable Consumption and Production“ des europäischen Indikatorensets für nachhaltige Entwicklung (EUROSTAT, 2009). Indikatoren wie DMI oder DMC inkludieren jedoch nur die direkten Ressourcenflüsse, also die wirtschaftlich genutzte heimische Materialentnahme sowie die direkten Importe und Exporte. Im Sinne einer umfassenden Analyse ist es das Ziel, diese Indikatoren auf eine breitere Basis zu stellen. Dies bedeutet, dass einerseits die nicht-genutzte Materialentnahme (etwa

Abraum im Bergbau) mitberücksichtigt wird, andererseits die indirekten Materialflüsse von Importen und Exporten – Materialien, die entlang der Produktions- und Transportkette eingesetzt wurden – einbezogen werden. Dies führt zu umfassenden Indikatoren zum Materialinput („Total Material Requirement/TMR“) und Materialkonsum („Total Material Consumption/TMC“) von Ländern.

Auf der Produktebene wird der Indikator „MIPS“ abgeleitet. MIPS steht für „Material Input pro Serviceeinheit“ und misst umfassend, wie viel natürliche Ressourcen als Input in ein Produkt einfließen. Die grundlegende Idee des MIPS Konzeptes ist, dass jede Ressourcenentnahme eine potentielle Umweltbelastung darstellt. Im Hinblick auf das Gebot der Optimierung des Ressourcenverbrauches und der Verringerung von Stoffströmen sind jene Produkte nachhaltiger, die einen geringeren Ressourcenverbrauch aufweisen. Durch den Bezug auf eine Serviceeinheit können verschiedene Produkte bzw. Lösungen zur Erfüllung eines bestimmten Nutzens mittels dieses Indikators verglichen werden (Ritthof et al., 2002; Schmidt-Bleek et al., 1998). Die Berechnungen im MIPS-Konzept, oben erwähnte Materialintensitätsanalysen (MAIA), werden immer für den gesamten Lebenszyklus des jeweiligen Produktes durchgeführt. Dabei werden zum einen die direkt in einem Produktionsprozess fließenden Stoffströme berücksichtigt (z.B. Verbrauch an Betriebsmitteln, anteilige Nutzung von Infrastruktur, Verbrauch von Energie), zum anderen werden aber auch die indirekten Stoffströme berücksichtigt, die zur Herstellung der direkten Stoffe nötig waren. Die Berücksichtigung der indirekten Stoffströme geschieht im MIPS-Konzept über so genannte „Rucksack-Faktoren“, welche die Materialintensität der einzelnen Materialien und Stoffe wiedergeben. MIPS kann somit als Pendant zu TMR auf der Produktebene angesehen werden. Die Summe aller Inputs, mit denen ein Produkt hergestellt wurde, multipliziert mit den entsprechenden Rucksack-Faktoren der Inputs in Bezug auf eine Serviceeinheit des Produkts (z.B. ein Kilogramm Äpfel oder ein gefahrener Kilometer bei einem Auto) ergibt letztendlich den Material-Input pro Serviceeinheit eines Produkts. MIPS ist der etablierteste und am weitesten verbreitete Indikator des Ressourcenverbrauches von Produkten und Dienstleistungen. Der Input an biotischen und abiotischen Materialien von Produkten wird von keinem anderen Indikator so explizit und umfassend gemessen.

Energiefluss-basierte Indikatoren & KEA

Aus Daten der oben beschriebenen Materialflussanalyse können – parallel zur MFA – Indikatoren der Energieflussanalyse abgeleitet werden. Der „Direkte Energieinput“ entspricht dem „Direkten Materialinput“ in Energieeinheiten (Joule) und berechnet sich als Summe heimischer und direkter ausländischer Energieinputs. „Heimischer Energiekonsum“ entspricht dem DMC Indikator und zieht die Exporte vom Energieinput ab (Schandl et al., 2002).

Das Äquivalent zu MIPS hinsichtlich des Energieverbrauchs auf der Produktebene ist der sogenannte „Kumulierte Energieaufwand (KEA)“ (englisch: Cumulative Energy Demand (CED)), der bereits seit den 1970er Jahren als Kennzahl für Energiesysteme verwendet wird. Anfang der 90er Jahre entwarfen Experten des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) mit Beteiligung des Umweltbundesamts eine Regel zur Bestimmung des KEA, die VDI Richtlinie 4600. Diese bildet den Grundstein aller heutigen KEA Berechnungen. Der KEA eines Produktes entspricht der Summe des Primärenergieinputs, die entlang eines Produktlebenszyklus eingesetzt werden, inklusive jener zur Materialherstellung (Fritsche et

al., 1999). KEA Daten von Produkten finden sich in Datenbanken wie etwa GEMIS oder ProBas.

Wasser-Rucksack und Wasser-Fußabdruck

Die Wasserindikatoren „Wasser-Rucksack“ und „Wasser-Fußabdruck“ zählen ebenfalls zur Kategorie der inputorientierten Indikatoren und werden in der Einheit Liter Wasser ausgedrückt.

Der Indikator „Wasser-Rucksack“ basiert auf dem MIPS-Konzept und erfasst den direkten und indirekten Wasserinput entlang eines Produktlebenszyklus. Dabei wird nur jener Wasserinput berücksichtigt, der vom Menschen entnommen und künstlich in der Produktion zugeführt wird (also zum Beispiel Bewässerungswasser), das so-genannte „blaue Wasser“. Darüber hinaus bezieht der Indikator „Wasser-Fußabdruck“ eines Produktes auch Regenwasser, das so-genannte „grüne Wasser“ sowie Abwässer, das so-genannte „graue Wasser“ mit ein (Hoekstra et al., 2009).

Der Wasser-Fußabdruck einer Nation ergibt sich über den Wasserverbrauch, der durch den Konsum aller EinwohnerInnen eines Landes verursacht wird (Hoekstra and Chapagain, 2007) und ist eng mit dem Konzept des „virtuellen Wassers“ verbunden. „Virtuelles Wasser“ wurde in den 1990iger Jahren eingeführt, und bezieht sich auf die Gesamtmenge an Wasser, welche für den Produktionsprozess eines Produktes (z.B. für den Anbau von Obst oder Gemüse) verwendet wird. Es wird dabei sowohl Regenwasser („grünes Wasser“) als auch die Bewässerung („blaues Wasser“) berücksichtigt (Allan, 1994). Diese Art von Berechnungen zeigen etwa, dass zur Herstellung des Kaffees für eine einzige Tasse nur in der Produktion etwa 140 Liter Wasser notwendig sind; bei Tee sind es etwa 35 Liter Wasser (Chapagain and Hoekstra, 2007). Ergebnisse zum Indikator „Wasser-Fußabdruck“ werden Daten zur Wasserverfügbarkeit gegenübergestellt; eine direkte methodische Integration dieser Wasserknappheitsdaten in die Berechnung des „Wasser-Fußabdrucks“ existiert jedoch bislang nicht.

Indikatoren realer Landbedeckung und Landnutzung

Landveränderungen sind eine weitere direkte Folge des Ressourcenverbrauchs. Zum Beispiel ist der Anbau von landwirtschaftlichen Produkten mit Veränderungen der Landschaft und der Landnutzung verbunden. Diese führt in den meisten Fällen zur Verringerung der Artenvielfalt, zu einer Verringerung der Bodenqualität sowie zu verstärkter Erosion.

Indikatoren der realen Landbedeckung und Landnutzung zeigen auf der Produktebene die benötigte Fläche zur Produktion eines Produkts und auf der volkswirtschaftlichen Ebene die benötigte Fläche für die Produktion aller Güter einer Region oder Nation. Sie werden in Hektar oder m² ausgedrückt und sind ebenfalls Teil der Gruppe inputorientierter Indikatoren. Die Fläche unseres Planeten Erde ist eine knappe Ressource, deren Begrenzung natürlich gegeben ist, da es nur einen Planeten Erde gibt. Flächennutzungskonkurrenzen ergeben sich unweigerlich durch den Bedarf an Fläche für Siedlungsgebiet, landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Produktion, Industriegebiete, Erholungsgebiete sowie Habitatsflächen, die zum Erhalt der Biodiversität unabdingbar sind. Weil Habitate meist nicht genug Berücksichtigung in den Flächennutzungs-bezogenen Interessenkonflikten finden, kann man über die Flächennutzung und deren Veränderungen eine indirekte Wirkung auf Biodiversität feststellen. Das Konzept der Begrenztheit des einen Planeten wurde insbesondere vom Indikator „Ökologischer Fußabdruck“ (siehe nächstes Kapitel) in das öffentliche Bewusstsein

gerückt. Jedoch vermischt der Ökologische Fußabdruck reale Flächenbelegungen mit hypothetischen Flächen zur CO₂-Absorption. Reale Veränderungen der Landnutzung können hingegen besser mit einem Indikator wie in Kapitel 4 vorgeschlagen erfasst werden, der nur tatsächlich genutzte bzw. belegte Flächen beinhaltet. Während die direkte Flächenbelegung bei manchen Produkten vielleicht nur eine untergeordnete Rolle spielt, so ist die Flächenbelegung und Landnutzung für das nachhaltige Wirtschaften insgesamt sehr wohl von großer Bedeutung. Spezifische Indikatoren für den Bereich realer Landbedeckung auf der Länderebene sind derzeit erst in Entwicklung (EEA, 2006). In der Diplomarbeit „Flächenintensitätsanalyse von Produkten aus geographischer Sicht – eine praxisbezogene Methodendiskussion“ (Baedeker, 1997) wurden verschiedene Methoden hinsichtlich ihrer Eignung für die Anwendung der produktbezogenen Flächenanalyse verglichen. Baedeker (1997) kam zum Schluss das unter den untersuchten Methoden (wie Ökologischen Fußabdrucks, Flächennutzung in produktbezogenen Materialintensitätsanalysen, Flächenhaushaltspolitik ARL, u.v.m) die die Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen: Wirkungskategorie Flächenbedarf die am besten geeignet Methodik ist. Diese Einschätzung teilt das Projektteam. Auf der Produktebene gibt es Ökobilanz-Datenbanken, welche die Flächenintensität von Produkten entlang des Lebenszyklus quantifizieren. So lässt sich etwa in der Datenbank „ecoinvent“ der Indikator „Land Occupation“ (in m² pro Jahr) ablesen (siehe AP 3 Bericht für mehr Details zur Datenverfügbarkeit).

2.2.2 Outputindikatoren und kombinierte Indikatoren

Carbon Footprint

Der Carbon Footprint (auch CO₂-Fußabdruck oder Treibhausgas-Rucksack oder produktbezogene Treibhausgasbilanz genannt) hat sich in den letzten Jahren zum wichtigsten Messkonzept bzw. Indikator für die Klimaauswirkungen von Produkten entwickelt. Der Carbon Footprint ermittelt die Gesamtmenge aller Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) entlang des gesamten Produktlebenszyklus und kann als outputorientierter Indikator kategorisiert werden (Wiedmann and Minx, 2007). Der Begriff „Product Carbon Footprint“ bezieht sich laut des englischen Standards „PAS 2050“ (BSI, 2008) auf die THG-Emissionen eines Produktes entlang seines Lebenszyklus, von der Extraktion der Rohstoffe über die Produktion, Distribution, bis hin zu Nutzungsphase und Recycling beziehungsweise Entsorgung. Derzeit wird eine ISO Norm für Carbon Footprint-Berechnungen erarbeitet, die als ISO 14067 veröffentlicht werden wird.

Die Erfassung des CO₂-Fußabdrucks auf Produktebene kann den lebenszyklusweiten Beitrag eines Produktes zum Treibhauseffekt messen, außerdem kann sie als Grundlage für innerbetriebliche Klimaschutzmaßnahmen oder auch als Informationsgrundlage für Kaufentscheidungen dienen. In der Berechnung des Carbon Footprint werden sowohl die Kohlenstoffdioxidemissionen (CO₂) als auch andere Treibhausgasemissionen (wie Methan oder Lachgas) berücksichtigt. Der Carbon Footprint umfasst dabei einerseits die direkten THG-Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energieträger in den einzelnen Prozessschritten und andererseits die THG-Emissionen aus der Herstellung und Verwendung der eingesetzten Produktionsinputs. Die Maßeinheit des CO₂-Fußabdrucks sind CO₂-Äquivalente in Gewichtseinheiten (z.B. g CO₂-e).

Der Klimawandel ist eine der zentralen Herausforderungen des 21. Jahrhunderts, und gilt momentan als das bedeutendste Umweltproblem, das mit dem menschlichen

Ressourcenverbrauch verknüpft ist. Der Carbon Footprint hat seit 2007 stark an Bedeutung gewonnen, da dieser Lebenszyklus-weite Ansatz zur Messung der Treibhausgasemissionen den Produktionsstandorts-bezogenen Kyoto Greenhouse Gas Inventories hinsichtlich einer fairen Teilung zwischen Produzenten- und Konsumentenverantwortung überlegen ist.

Der Carbon Footprint lässt Rückschlüsse auf die Inputs an Energie und Luft zu. Durch die Treibhausgasemissionen kann man auf die Energieinputs Rückschlüsse ziehen, man berücksichtigt jedoch auch die jeweilige Klimarelevanz der genutzten Energieform, z.B. das Energie aus erneuerbaren Energieträgern mit weniger Treibhausgasemissionen verbunden ist als Energie aus fossilen Energieträgern.

Ökologischer Fußabdruck

Der Ökologische Fußabdruck stellt das wichtigste Beispiel eines Ressourcenindikators dar, welcher input- und outputseitige Aspekte in einen Gesamtindikator integriert. Der Fußabdruck umfasst alle bioproduktiven Flächen (Land- und Wasserflächen), die notwendig sind, um den menschlichen Ressourcenverbrauch aufrechtzuerhalten, Schadstoffe zu absorbieren und Infrastrukturen bereitzustellen. Mit Hilfe dieses Indikators kann ermittelt werden, welchen Anteil der gesamte Ressourcenkonsum beispielsweise einer Nation an der erneuerbaren Kapazität der Biosphäre einnimmt (GFN, 2008; WWF et al., 2008). Der Ökologische Fußabdruck kann die Verwendung und Verfügbarkeit von biologischer Kapazität auf allen Ebenen, von der Produkt- und Unternehmensebene bis zur regionalen, nationalen und globalen Ebene, verfolgen. Ein Vorteil des Ökologischen Fußabdrucks ist die Bereitstellung eines Buchführungssystems: durch den Vergleich der Landverwendung der Bevölkerung einer Nation mit den innerhalb einer Nation oder weltweit verfügbaren ökologischen Reserven können nationale oder globale ökologische Defizite beziehungsweise Reserven erkannt und quantifiziert werden. Dieser Vorteil kann jedoch besser auf Länderebene als auf Produktebene genutzt werden, da es nicht sinnvoll erscheint, den Fußabdruck eines Einzelproduktes mit der national oder global verfügbaren biologischen Kapazität zu vergleichen. Allerdings kann man über den globalen bzw. nationalen Vergleich Zielwerte bestimmen, die dann auf den Mikrobereich (Unternehmen und Haushalte) heruntergebrochen werden können und an denen eine Verringerung des Ressourcenverbrauchs orientiert werden kann.

Während sich die Berechnungsmethode des Ökologischen Fußabdrucks auf der Länderebene in den letzten 15 Jahren ständig weiterentwickelt und mittlerweile standardisiert wurde (GFN Standards Committee, 2009), ist die Berechnung des Ökologischen Fußabdrucks von Produkten ein noch sehr junges und in Entwicklung begriffenes Forschungsfeld. Zur Berechnung des Fußabdrucks auf Produktebene kann der Indikator in zwei Teilbereiche unterteilt werden: den direkten Flächenverbrauch und jenen Teil des Carbon Footprint, der die CO₂ Emissionen umfasst. Unter dem direkten Flächenverbrauch versteht man die vom Produkt verursachten Flächenbelegungen. Dabei werden sowohl die direkten Flächenbelegungen (etwa das Betriebsgelände eines Unternehmens) als auch die Flächenbelegungen der Vorprodukte („Flächenrucksack“) mit einbezogen. Der Ökologische Fußabdruck beinhaltet weiters die CO₂ Emissionen von Produkten und rechnet diese in eine (hypothetische) Waldfläche um, die notwendig wäre, um die CO₂-Emissionen in Form von Biomasse zu absorbieren. Die CO₂ Emissionen umfassen wiederum die direkten Emissionen wie auch die indirekten Emissionen der eingesetzten Stoffe und Vorprodukte.

Kombinierte Indikatoren wie der Ökologische Fußabdruck ermöglichen einerseits eine leichte Vermittlung von Gesamtergebnissen, da die komplexen Beziehungen zwischen dem Produkt (von der Herstellung bis zur Entsorgung) und der Umwelt leicht verständlich ausgedrückt werden können. Gleichzeitig ziehen diese Ansätze aber auch eine Anzahl an erheblichen Nachteilen mit sich, wie hier am Beispiel „Ökologischer Fußabdruck“ kurz diskutiert werden soll.

- Einige Ressourcenkategorien werden nicht oder nur indirekt gemessen. So werden etwa abiotische Materialien nur indirekt durch die Nachfrage an Energie und Landfläche zur Extraktion und Produktion mit einbezogen.
- Wichtige Informationen gehen bei der Datentransformation verloren. Die benötigte Landfläche für ein Produkt beispielsweise kann im Ökologischen Fußabdruck nicht explizit analysiert werden.
- Weitreichende Annahmen müssen getroffen werden, um die verschiedenen Arten der Primärdaten (z.B. Materialflüsse, Landnutzung, CO₂ Emissionen) in eine gemeinsame Verrechnungseinheit (im Ökologischen Fußabdruck der so-genannte „Globale Hektar“) zu transformieren. Die Umrechnung von CO₂ Emissionen in hypothetische Waldflächen zur Absorption der Kohlenstoffausstöße wird häufig kritisiert, da die Kohlenstoffbindung real nicht stattfindet.

3 Produkt- und Unternehmensberechnungen

Die Betrachtung des Ressourcenverbrauchs auf der Ebene von Unternehmen einerseits und Produkten andererseits beeinflussen das methodische Design der Berechnung des BRIX. **Der Fokus des BRIX Projektes liegt auf der Produktebene** (siehe nächsten Abschnitt). Allerdings werden die Business Cases in Zusammenarbeit mit den BRIX Partnerunternehmen berechnet. Produkt- und Unternehmensperspektive sind daher eng verwoben. Die Unterschiede sowie die Zusammenhänge der methodischen Zugänge auf Unternehmens- und auf Produktebene sollen darum in diesem Kapitel beleuchtet und analysiert werden. Für den weiteren Verlauf der methodischen Zusammenstellung und der Berechnung des BRIX werden konzeptionelle Verbindungen zwischen der BRIX Berechnung auf der Produkt- und der Unternehmensebene beschrieben sowie Empfehlungen gegeben, wie der BRIX in einer möglichen Weiterentwicklung auf beiden Ebenen angewendet werden kann.

3.1 Grundlagen

Diejenigen Treiber, die international eine nachhaltige Entwicklung der Wirtschaft fördern, sind gegenwärtig sowohl auf die Produktebene als auch auf Unternehmensebene insgesamt ausgerichtet. Auf der Produktebene spielen derzeit insbesondere Initiativen zur Berechnung und Darstellung des „Carbon Footprint“ eine sehr einflussreiche Rolle. Aber auch andere Messgrößen, wie der „Water Footprint“ oder der Materialverbrauch von Produkten, erlangen zunehmende Bedeutung im Zusammenhang von nachhaltiger Produktion und nachhaltigem Konsum. Diese Berechnungsansätze orientieren sich stark an der Methode der Ökobilanz (englisch: Life Cycle Assessment) (siehe dazu auch den AP 1 Endbericht).

Auf der Unternehmensebene kommen ebenfalls eine große Anzahl an Methoden zum Einsatz, die für die Themen Ressourcenverbrauch und Ressourceneffizienz von Bedeutung sind. Zu diesen Methoden zählen betriebliche Kostenrechnungsansätze, wie etwa CARE (Computergestützte Ressourceneffizienzrechnung in der mittelständischen Wirtschaft), das in Deutschland Anwendung findet. Zertifizierungen nach EMAS oder ISO 14001 setzen die Erhöhung der Ressourcenproduktivität des Unternehmens nicht explizit als Ziel, es wird jedoch davon ausgegangen, dass das Bewusstsein für den Ressourcenverbrauch steigt und so ein effizienterer Umgang mit natürlichen Ressourcen im Unternehmen erzielt wird.

Vor allem in Großunternehmen kommt den GRI-Richtlinien eine besonders tragende Rolle zu – nicht nur im Rahmen des Nachhaltigkeits- bzw. CSR-Reportings von Unternehmen, sondern vor allem über die Verwendung der in diesen Richtlinien enthaltenen Indikatoren in nachhaltigkeitsbezogenen Managementsystemen. Die Anschlussfähigkeit des zu entwickelnden BRIX an die GRI-Richtlinien ist daher sowohl inhaltlich zu empfehlen, weil zu diesen Indikatoren in der Regel unternehmensspezifische Daten bereits vorliegen, als auch strategisch von Bedeutung, da durch die Koppelung von BRIX an die GRI-Richtlinien der BRIX international leichter Verbreitung finden kann. Eine wesentliche Zielsetzung des Projektes ist es daher, ein BRIX Indikatorenset zu entwickeln, welches Anknüpfungspunkte zu gewissen ökologischen Leistungsindikatoren der GRI ausweist.

Vom Projektteam wird im Rahmen des vorliegenden Projekts ein BRIX auf Produktebene angestrebt. Wichtige Gründe hierfür sind:

- Die Berechnung eines BRIX auf Produktebene entspricht den Erwartungen der am Projekt teilnehmenden Partnerunternehmen und ist mit den begrenzten Projektressourcen machbar.
- Durch einen Produkt-BRIX wird die Grundlage für eine Ressourcenoptimierung über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes oder einer Dienstleistung hinweg geschaffen; hierzu wäre die gesamte Unternehmensebene zu undifferenziert.
- Der Produkt-BRIX soll so konstruiert sein, dass eine spätere Ausweitung auf die Unternehmensebene inhaltlich und methodisch möglich ist.

Um die Anschlussfähigkeit des Produkt-BRIX an die Unternehmensebene sicherzustellen, sollten die dem BRIX zugrunde gelegten Indikatoren möglichst aus dem GRI-Indikatorenset abgeleitet und auch in einer GRI-konformen Bezeichnung verwendet werden. Die für den Ressourcenverbrauch wichtigen, in den GRI-Richtlinien allerdings bislang nicht enthaltenen Aspekte wie Flächen- und Luftverbrauch, sollten im BRIX jedoch Berücksichtigung finden. Sie können als Anregungen zur Weiterentwicklung gesehen und als solches später an die GRI weitergeleitet werden (zur Anbindung des BRIX an GRI siehe Abschnitt 3.4).

3.2 Direkter und indirekter Ressourcenverbrauch

3.2.1 Der Produktlebenszyklus

Ein Produktlebenszyklus umfasst mehrere Phasen und im Allgemeinen wird zwischen drei Stufen im Produktlebenszyklus unterschieden (siehe Abbildung 3). Erstens die Herstellungsphase, in der ein Produkt typischerweise bereits mehrere Unternehmen

durchläuft, von der Extraktion der Rohstoffe über die Rohstoffverarbeitung, Herstellung von Halbfertig- und schließlich Fertigprodukten. Zweitens die Nutzungsphase eines Produktes, welche in einem Haushalt oder einem Unternehmen stattfinden kann. Schließlich die End-of-life-Phase (Entsorgung oder Wieder-/Weiter-verwertung/-verwendung) des Produktes, welche an die Nutzung des Produktes anschließt und mit der Entsorgungsabsicht (bzw. Wieder-/Weiter-verwertungs/-verwendungs-Absicht) beginnt. Innerhalb dieser Hauptstufen finden Transportschritte statt und die einzelnen Phasen sind auch durch Transport verbunden.

Bevor in Folge auf die drei Stufen des Produktlebenszyklus eingegangen wird, soll festgehalten werden, dass der BRIX für jede dieser Stufen gesondert erhoben und berechnet werden kann. Die Grenze zwischen den Stufen Herstellung und Nutzung stellt der Ort und Zeitpunkt dar, an dem das Produkt vom Endverbraucher übernommen wird (z.B. eine Einzelhandelsfiliale, Übergabe des Schlüssels für ein Haus). Dieser Übergang stellt sich im Business-to-Business Bereich anders dar als im Business-to-Consumer Bereich. Sollte ein Produkt des Unternehmen 1 innerhalb der Herstellungsstufe an ein weiterverarbeitendes oder handelndes Unternehmen (Unternehmen 2) übergeben werden, kann der BRIX auch nur bis zum Tor des Unternehmen 1 berechnet werden. In diesem Fall ist das ermittelte BRIX Ergebnis jedoch als B2B-Teilergebnis innerhalb der Herstellungsstufe zu kennzeichnen.

Der Übergang von der Nutzungsphase zur End-of-Life Phase eines Produktes beginnt mit der Entsorgungsabsicht. Die Bereitstellung zur Entsorgung bzw. Wieder-/Weiter-verwertung/-verwendung (also z.B. Aufwand zum Abriss eines Hauses, Transport an Entsorgung oder Wieder-/Weiter-verwertung/-verwendung) wird noch in den BRIX-Lebenszyklus als „End-of-life“ Stufe inkludiert. Die Entsorgung selbst bzw. die Wieder-/Weiter-verwertung/-verwendung selbst ist als ein neuer Prozess zu sehen und daher nicht mehr im BRIX-Lebenszyklus enthalten.

Natürlich können die Ressourcen- und Flächenverbräuche in der Nutzung und End-of-Life bereits in der Herstellung determiniert werden (Stichwort Eco-Design), daher gibt nur ein BRIX über alle drei Stufen hinweg ein vollständiges und umfassendes Bild über die Ressourceneffizienz des Produktes. Die Wahl der funktionellen Einheit eine in der Nutzungsphase geläufige Größe sein, welche den Nutzen für die Verbraucher bestmöglich abbildet. Sollte keine ausreichenden Daten über die Nutzung zur Verfügung stehen können herkömmliche Verkaufseinheiten als funktionelle Einheit herangezogen werden.

Abbildung 3: Die drei Stufen eines Produktlebenszyklus

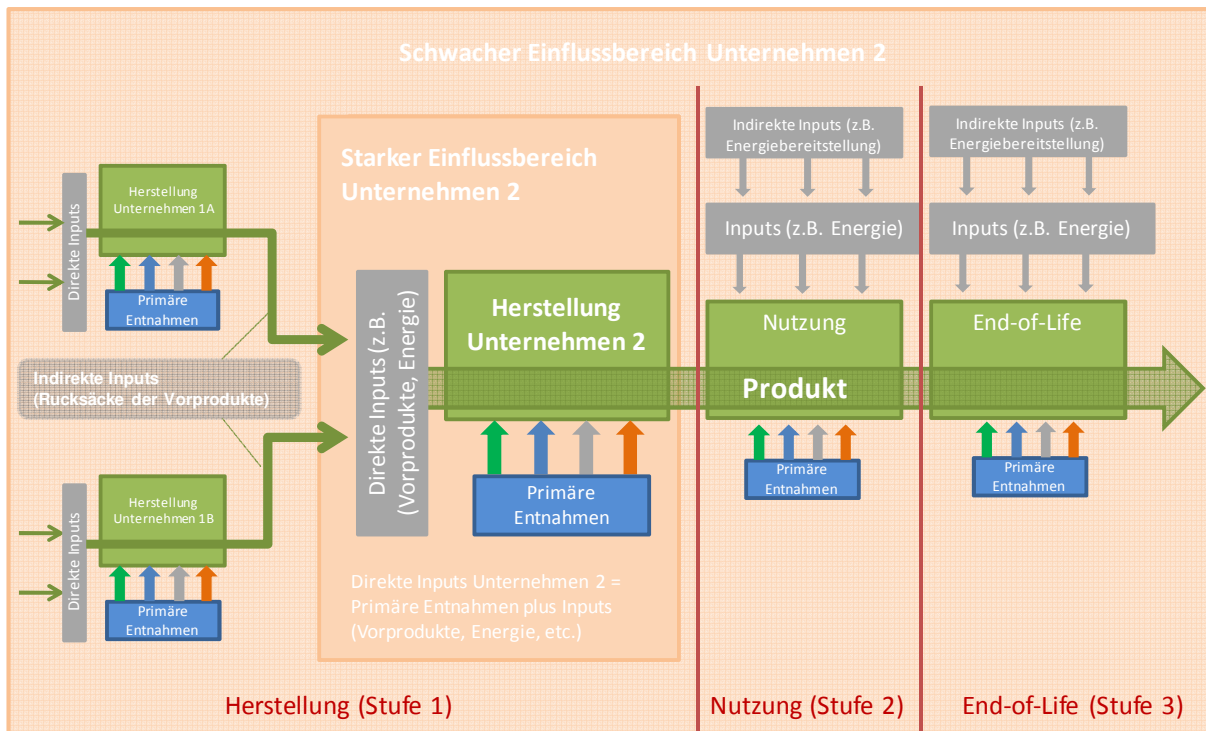


In der Herstellungs- und End-of-Life-Phase, aber auch in der Nutzungsphase (etwa bei Investitionsgütern wie Maschinen, etc.) spielen Unternehmen eine zentrale Rolle und tragen zum Ressourcenverbrauch bei. Im Rahmen eines Produktlebenszyklus können Unternehmen daher in verschiedenen Abschnitten des Lebenszyklus im Mittelpunkt der Analyse stehen (rohstoffgewinnende Unternehmen, verarbeitende Unternehmen, etc.). In der schematischen Darstellung in Abbildung 4 wird beispielhaft ein Produkt des Unternehmens 2, das in der Herstellungsphase angesiedelt ist, analysiert; dieses Unternehmen könnte etwa eines der drei Partnerunternehmen im BRIX Projekt sein.

In einer Lebenszyklusperspektive umfasst der Ressourcenverbrauch eines Unternehmen in einer der Stufen sowohl den Einsatz von Ressourcen innerhalb der Unternehmensgrenzen selbst (direkter Ressourcenverbrauch), als auch den Ressourcenverbrauch in den vorgelagerten Bereichen (indirekter Ressourcenverbrauch).

Im Zuge des Produktlebenszyklus fließen in jedem Lebenszyklusschritt direkte Inputs in Form von primären Entnahmen von Rohstoffen, Wasser, Luft oder von Flächenbelegungen in das jeweilige Unternehmen ein. Weitere direkte Inputs erfolgen in jedem Lebenszyklusschritt etwa in Form von Vorprodukten, die von Akteuren der davor liegenden Abschnitte bereitgestellt wurden, oder in Form von Energieverbrauch. Diese beiden Komponenten (Primärentnahmen und andere Inputs) bilden den direkten Einflussbereich eines Unternehmens ab, da Unternehmen diese Stoffströme direkt kontrollieren und beeinflussen können (siehe Abbildung 4). Es ist wichtig, anzumerken, dass in Abbildung 4 nicht die Systemgrenzen von Unternehmens-Analysen dargestellt werden, sondern der Beitrag des jeweiligen Unternehmens zu den Ressourceninputs des untersuchten Produktes.

Abbildung 4: Direkte und indirekte Inputs entlang des Produktlebenszyklus



Für die Herstellung des analysierten Produktes bezieht das Unternehmen 2 Vorprodukte aus vorgelagerten Unternehmen (Unternehmen 1A, 1B). An diesen Vorprodukten hängen jeweils indirekte Inputs in Form von so-geannten ökologischen Rucksäcken, welche den vorgelagerten Umweltverbrauch der direkten Inputs darstellen. Ökologische Rucksäcke umfassen verschiedene Ressourcenkategorien (wie etwa Material- und Wasserverbrauch). Diese indirekten Ressourceninputs der Vorketten beeinflussen über den Lebenszyklus wesentlich den gesamten Ressourcenverbrauch und werden daher in BRIX berücksichtigt.

Die indirekten Inputs werden bis zur jeweiligen primären Entnahme zurückverfolgt. Bezieht etwa Unternehmen 2 Holzplatten als Rohstoff, so werden die ökologischen Rucksäcke, die an diesem direkten Input hängen, bis zum Forst zurückverfolgt in dem das Holz geschlagen wurde. Bezieht Unternehmen 2 chemische Produkte, so wird zurückverfolgt, welche primären Entnahmen (Öl, Metalle, Mineralien, etc.) entlang des Produktionsprozesses des spezifischen chemischen Produktes angefallen sind.

Das vom Unternehmen 2 hergestellte Produkt wird dann von NutzerInnen erworben (Nutzungs-Phase) und schließlich entsorgt (Entsorgungsphase). Auch in der Nutzungsphase bzw. der Entsorgungsphase treten direkte Entnahmen auf (etwa Luft für Verbrennungsprozesse oder Wasserentnahme im Recycling) und sind andere Inputs erforderlich, insbesondere verschiedene Formen von Energie (z.B. elektrischer Strom). Auch an diesen Inputs der Nutzungsphase bzw. der Entsorgungsphase hängen wiederum indirekte Inputs, etwa ökologische Rucksäcke, die bei der Stromerzeugung entstehen. Der gesamte Produktlebenszyklus inklusiver aller ökologischer Rucksäcke stellt den indirekten Einflussbereich von Unternehmen 2 dar.

Die Relation von direkten zu indirekten Ressourceninputs verändert sich im Laufe des Herstellungsprozesses. Dominieren zu Beginn des Lebenszyklus, also in der Herstellung von Grundstoffen, die direkten Entnahmen aus der Natur, gewinnt mit fortschreitender Fertigung der indirekte Ressourcenverbrauch der Vorprodukte zunehmend an Bedeutung. Je näher das Unternehmen/Produkt in der Herstellungskette zu den Endverbrauchern steht, desto bedeutender wird der indirekte Ressourcenverbrauch über die Vorketten.

Die Relationen zwischen direktem und indirektem Ressourcenverbrauch sind deswegen von Bedeutung, weil sie aufzeigen, an welchen Stellen ein Unternehmen seine Strategien zur Ressourcenoptimierung ansetzen kann und sollte: entweder schwerpunktmäßig im Unternehmen selbst (direkter Einflussbereich) oder durch entsprechende Veränderung im Beschaffungswesen im Vorfeld des Unternehmens (indirekter Einflussbereich). Daher ist es für Unternehmen wie für Produkte entscheidend, den direkten und indirekten Ressourcenverbrauch getrennt darzustellen und zu analysieren.

Die Unterscheidung (und getrennte Ausweisung) von direkten und indirekten Ressourcenbeanspruchungen im BRIX-Projekt ist methodisch gesehen eine Neuigkeit für Lebenszyklusanalysen auf Produkt- oder Dienstleistungsebene und stellt auch eine Antwort auf die unterschiedliche Datenqualität dar, die Unternehmen in Lebenszyklusanalysen erreichen können. In der Regel verfügen Unternehmen in ihrem eigenen Wirkungsradius (direkte Ressourcenbeanspruchungen) über verhältnismäßig gute Datenlagen, bezüglich Daten über indirekte Ressourcenbeanspruchungen (also z. B. Daten von Vorlieferanten, Rohstofflieferanten, etc.) bestehen hingegen in der Regel erhebliche Unsicherheiten.

3.2.2 Definition direkter und indirekter Ressourcenbeanspruchungen von Unternehmen

Als direkte Ressourcenbeanspruchungen eines Unternehmens werden im Projekt BRIX solche Ressourcenverbräuche angesehen, die unmittelbar auf dem Unternehmensstandort physisch bewegt werden. Dies betrifft z.B. die Anlieferung von Rohstoffen oder Vorprodukten, welche an ein Unternehmen zur Weiterverarbeitung geliefert werden. In diesem Falle werden die Eigengewichte der Rohstoffe oder Vorprodukte ab Unternehmensgrenze als direkte Ressourcenbeanspruchungen angesehen. Sämtliche Ressourcenbeanspruchungen aus Vorketten, die zur Bereitstellung der Rohstoffe oder Vorprodukte bis zur Unternehmensgrenze erforderlich waren, werden in diesem Falle als indirekte Ressourcenbeanspruchungen angesehen. Bei Betrachtungen einzelner Unternehmen gilt immer die Perspektive des jeweils betrachteten Unternehmens. Mehrfachzählungen innerhalb eines Unternehmens müssen ausgeschlossen sein. Bei Betrachtungen mehrerer Unternehmen z. B. innerhalb *einer Produktionskette müssen Mehrfachzählungen ebenfalls ausgeschlossen sein.*

Über die genannte Definition hinaus sind bei der Unterscheidung direkter und indirekter Ressourcenbeanspruchungen im Projekt BRIX Sonderfälle denkbar, die wie folgt zu behandeln sind:

1. Konsumiert ein Unternehmen ab Unternehmensgrenze nicht-materielle Güter wie z.B. elektrischen Strom aus dem öffentlichen Versorgungsnetz oder thermische Energie (Wärme) aus einer Fernwärmeleitung, so werden sämtliche

Ressourcenbeanspruchungen zur *Bereitstellung* des elektrischen Stroms oder der thermischen Energie (Wärme) an die Unternehmensgrenze als indirekte Ressourcenbeanspruchung angesehen. Befinden sich die Energie-Bereitstellungs-Anlagen hingegen unmittelbar auf dem Unternehmensstandort, gilt die Regelung der Hauptdefinition direkter bzw. indirekter Ressourcenbeanspruchungen im BRIX Projekt (siehe weiter oben). Zugekaufte Energie in Form von elektrischem Strom, Dampf oder Wärme ist als indirekte Ressourcenbeanspruchung zu sehen, da die Ressourcenbeanspruchung für die Erzeugung der Energie außerhalb des direkten Einflussbereichs des Unternehmens liegt.

2. Verbraucht ein Unternehmen für die Herstellung eines Produktes Holz (als ein Beispiel für Material mit Schnittverlusten), so ist der gesamte Holzinput inklusive Schnittresten die nicht direkt in das Produkt eingehen mit seinem Eigengewicht dem Unternehmen zuzurechnen, während alle vorgelagerten Ressourcenbeanspruchung zur Herstellung und Anlieferung des Holzmaterials als indirekte Ressourcenbeanspruchung zu klassifizieren sind.

In der Systematik der GRI (siehe Bericht AP1, Abschnitt 2.2.) beziehen sich Leistungsindikatoren auf die Input-Kategorien Materialien, Energie und Wasser. Die GRI berücksichtigt jedoch nur jene Ressourceninputs mit ihrem Eigengewicht, beziehungsweise Energiewert, die direkt im untersuchten Unternehmen anfallen, nicht jedoch die indirekten (vor- und nachgelagerten) Ressourcenverbräuche. Hier geht BRIX einen Schritt weiter und berücksichtigt in Hinblick auf den übergeordneten Lebenszyklus-Gedanken auch die indirekten Ressourcenverbräuche welche an die direkten Verbräuche gekoppelt sind.

Der Einfluss des jeweiligen Unternehmens auf die Ressourcenverbräuche innerhalb des jeweiligen Unternehmens ist stark („starker Einflussbereich“), während die Beeinflussungsmöglichkeit auf die Unternehmen, von denen die Materialien und Vorprodukte bezogen werden je nach Marktmacht der jeweiligen Player mehr oder weniger gering ist („schwacher Einflussbereich“). Diese Differenzierung soll vor allem der Kommunikation und der Gewichtung des BRIX dienen, und wird daher in AP 4 und 6 behandelt.

3.3 Wichtige Aspekte für die Berechnung des Produkt-BRIX

3.3.1 Lebenszyklus- und Systemgrenzen

Für eine umfassende Analyse und Bewertung des Ressourcenverbrauchs eines Produktes sollte der gesamte Lebenszyklus die Systemgrenze für die konzeptionelle Entwicklung und die Berechnung des Produkt-BRIX sein. Der Produkt-BRIX bezieht sich somit in seiner grundsätzlichen Konzeption auf die drei großen Stufen des Lebenszyklus Herstellung – Nutzung – End-of-life. Im Hinblick auf den Ressourcenverbrauch können diese drei Stufen ganz unterschiedliche Ausprägungen haben, sodass nicht eine aggregierte, sondern eine nach Phasen differenzierte Betrachtung zweckmäßig erscheint. Ein ressourcenverschwenderisch hergestelltes Produkt soll nicht durch eine ressourcensparende Nutzungsmöglichkeit allein gerechtfertigt werden – oder umgekehrt kann ein ressourceneffizient hergestelltes Produkt durch eine ressourcenintensive Nutzungsphase seine ökologische Berechtigung verlieren.

Die einzelnen Lebenszyklus-Phasen hängen in der Regel zusammen. In der Herstellung können die Weichen für die weiteren Lebensphasen gestellt werden. So bestimmt das Design maßgeblich den Energieverbrauch, die Rohstoffauswahl ist maßgebend für mögliches Recycling, um nur zwei Beispiele zu nennen (siehe Stellschrauben AP1). Viele Entscheidungen, die auf die Einsparung von Ressourcen abzielen, wirken sich erst in der Nutzungs- und Endphase eines Produktes aus. Der Einbezug dieser Phasen ist daher wesentlich für eine objektive Berechnung der Ressourcenverbräuche des Produktes.

Obwohl eine umfassende Betrachtung entlang des gesamten Zyklus wünschenswert ist, sollte der Produkt-BRIX jedoch so gestaltet sein, dass auch eine Berechnung von ausgewählten Bereichen des Produktlebenszyklus (etwa nur der Herstellungsphase) durchführbar ist. Eine Einschränkung auf ausgewählte Abschnitte kann entweder dadurch begründet sein, dass das Hauptinteresse mancher BRIX-Anwender der Herstellungsphase gilt (wie es etwa in mehreren Business Cases der Fall ist, die im vorliegenden Projekt berechnet werden), oder kann eine Folge mangelnder Datenverfügbarkeit in den Phasen Nutzung und Entsorgung sein.

Prinzipiell sollte zwischen Produkten unterschieden werden, die während der Nutzung weitere Ressourcen verbrauchen (etwa ein Bügeleisen) und jenen, die in ihrer Nutzungsphase keine weiteren Ressourcen beanspruchen (zum Beispiel ein Bügelbrett). Es hängt daher vom konkreten Produkt ab, welcher Ressourcenverbrauch erhoben und dargestellt wird. Auf jeden Fall ist der Ressourcenverbrauch im Herstellungsprozess eines Produktes immer auszuweisen – es würde nicht ausreichen, wie etwa im Energiebereich z.B. bei Kühlschränken gehandhabt, nur Effizienzklassen im Hinblick auf die Nutzung auszuweisen, den Ressourcenverbrauch bei der Herstellung eines Kühlschranks aber nicht zu berücksichtigen bzw. anzugeben.

Für ein Unternehmen ist es wichtig, innerhalb des den gesamten Lebenszyklus umfassenden Produkt-BRIX seinen Anteil am produktspezifischen Ressourcenverbrauch zu kennen, also jene direkten Inputs, welche den direkten Verantwortungsbereich in Abbildung 4 definieren. Erst die gesamthafte Betrachtung des Ressourcenverbrauches eines Produktes über den gesamten Lebenszyklus hinweg eröffnet jedoch einem Unternehmen das gesamte Spektrum an den bereits angeführten "Stellschrauben" zur Erhöhung der Ressourceneffizienz. Anders formuliert: Je eingeschränkter die Betrachtung des Ressourcenverbrauchs hinsichtlich der betrachteten Lebenszyklusphasen erfolgt, umso mehr schränkt es sich auch beim Auffinden innovativer Möglichkeiten zur Ressourceneinsparung ein.

Neben der Festlegung der Abschnitte im Produktlebenszyklus ist die konzeptionelle Unterscheidung der Systemgrenzen zwischen Unternehmensanalysen und Produktanalysen von Bedeutung (siehe Abschnitt 3.4).

3.3.2 Datenverfügbarkeit

Sofern keine spezifischen Produktanalysen in Unternehmen durchgeführt wurden, sind den Ressourcenverbrauch betreffende Daten in den Unternehmen zumeist nur auf gesamter Unternehmensebene vorhanden. Insbesondere in Mittel- und Großunternehmen orientieren sich Datenerhebung und -aufbereitung auf Unternehmensebene zunehmend am GRI-Standard (siehe AP1 Bericht). Lückenhaft ist die Datenbasis auf Unternehmensebene in der

Regel im Hinblick auf den Flächenverbrauch (der auch nicht in GRI erfasst wird) und den Luftverbrauch, der sich allerdings aus anderen Ressourcendaten errechnen lässt.

Eine Allokation des Ressourcenverbrauchs eines Unternehmens auf die im Unternehmen hergestellten Produkte und Dienstleistungen ist aufwändig und oft (noch) nicht vorhanden. Solche produktbezogenen Daten sind jedoch wesentlich, um gezielte Strategien zur Ressourcenoptimierung entlang von Produktionslinien im Unternehmen oder für Einzelprodukte des Unternehmens entwickeln zu können. Dem höheren Aufwand an Datenerhebung stehen somit auch ganz wesentliche Vorteile gegenüber:

- Produktbezogene Ressourcendaten zeigen sowohl innerhalb des Unternehmens als auch in der Kette der Vorprodukte jene Handlungsoptionen (Stellschrauben) auf, die zu einer Reduktion des direkten oder indirekten Ressourcenverbrauchs führen können.
- Ressourceneinsparung ist nach wie vor nicht nur ökologisch, sondern in aller Regel auch ökonomisch bedeutsam – sowohl durch den reduzierten Einkauf als auch durch das Potential, mit ressourceneffizienten Produkten und Dienstleistungen Zukunftsmärkte zu erobern.
- Schließlich sind produktbezogene Daten auch für die Kommunikation an KundInnen von zunehmender Bedeutung, sowohl innerhalb der Herstellungskette als auch den sensibler entscheidenden EndverbraucherInnen gegenüber.

3.4 Ausblick: Die Berechnung eines Unternehmens-BRIX

Obwohl der Fokus des Projektes nicht auf der Unternehmensebene liegt, sollen im Folgenden einige Aspekte diskutiert werden, die für die Berechnung eines BRIX auf Unternehmensebene relevant wären.

Auch in der GRI wird zwischen Unternehmens- und Produktebene unterschieden (siehe Bericht AP 1). Auf Unternehmensebene werden Ressourcenindikatoren erhoben, auf Produktebene werden Umweltauswirkungen nur qualitativ beschrieben (z.B. EN 26 nach „Initiativen, um die Umweltauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen zu minimieren und Ausmaß ihrer Auswirkungen.“). Der BRIX könnte in Zukunft ein quantitatives Messinstrument sowohl für die Produktebene als auch für die Unternehmensebene darstellen.

Für viele Umweltindikatoren wird zwischen der Analyse eines Unternehmens und der Analyse eines Produktes hinsichtlich der Systemgrenzen der einzubeziehenden Ressourcenverbräuche beziehungsweise Treibhausgasemissionen unterschieden. Diese konzeptionelle Unterscheidung wird hier anhand der in bestehenden Konventionen getroffenen Unterscheidungen diskutiert.

Beispiel Unternehmens- und Produktberechnung für den Carbon Footprint

Der PAS 2050 bezieht sich in der Berechnung des Carbon Footprints auf Produktebene nur auf jene Prozesse, die direkt mit dem Produkt in Verbindung gebracht werden können (also exklusive Overhead). Außerdem werde die folgenden Prozesse von der Produktanalyse nach PAS 2050 ausgeschlossen (BSI, 2008; ÖNI, 2005; Ritthof et al., 2002):

- Einsatz menschlicher Arbeitskraft;

- Last Mile des Konsumenten;
- Arbeitswege und Dienstreisen der MitarbeiterInnen;
- der Transport mittels Nutztieren; und
- Investitionsgüter.

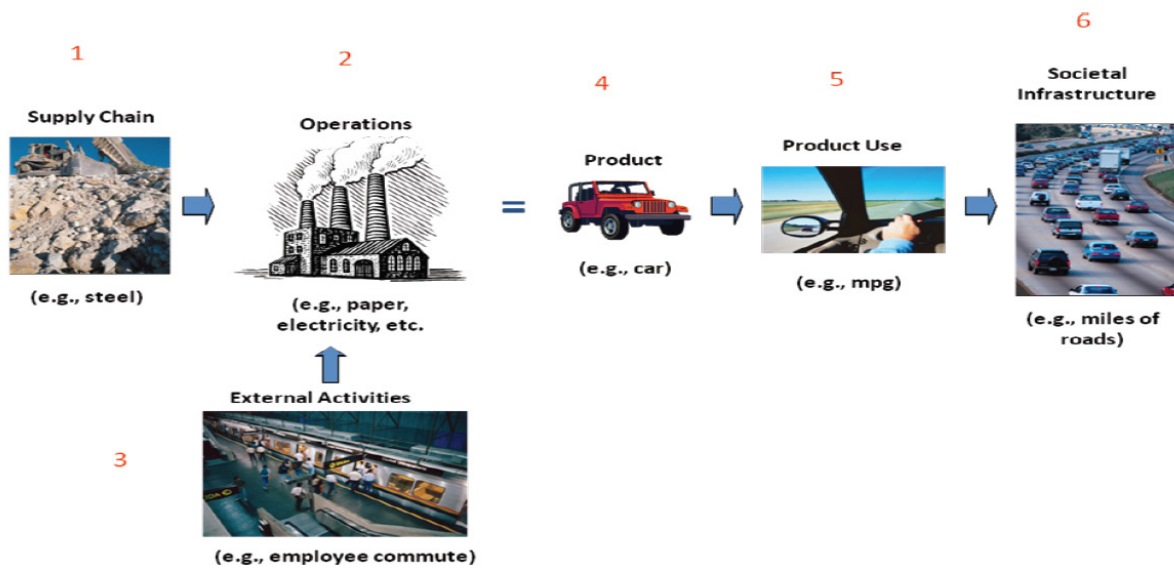
Die Unternehmensanalyse nach dem GHG-Protokoll von World Resources Institute und World Business Council for Sustainable Development umfasst die Treibhausgasemissionen von Emissionsquellen im Unternehmenseigentum (Scope 1) und indirekten Treibhausgasemissionen die eine Folge der Unternehmensaktivitäten sind, wo jedoch die Treibhausgasemissionen von einem anderen Unternehmen kontrolliert werden (Scope 3). Die Treibhausgasemissionen des zugekauften Stroms werden als Scope 2 definiert. Auch der Transport von zugekauften Gütern und die Mobilität der Mitarbeiter (Dienstreisen und Arbeitsweg) fallen unter Scop 3.

Im Unterschied zur Produktanalyse beinhaltet die Unternehmensanalyse die Treibhausgasemissionen der unterstützenden Unternehmenstätigkeiten wie Büros, Lager, Betriebskantine (Overhead) sowie die Mobilität der Mitarbeiter. In diesem Fall werden die Ressourcen zur Herstellung der Infrastruktur (Maschinen und Gebäude in Unternehmensbesitz) nicht in der Unternehmensanalyse berücksichtigt.

Beispiel Unternehmens- und Produktberechnung für den Ökologischen Fußabdruck

Die nachfolgende Kurbeschreibung entspricht den Konventionen des Ecological Footprint Standard 2009 (GFN Standards Committee, 2009). Auch im Ecological Footprint Konzept wird eine Unterscheidung nach Scopes vorgenommen (siehe Abbildung 5). Im Ecological Footprint Scope 1 werden alle Ressourceninputs für den Produktionsprozess des Unternehmens berücksichtigt, was dem Anteil des jeweiligen Unternehmens an dem Produktlebenszyklus entsprechen würde. Im Ecological Footprint Scope 2 werden alle Ressourceninputs die in einem Unternehmen für die Produktion, die Büros und andere Einheiten des Unternehmensbetriebes verwendet werden einbezogen, sodass der Betrieb der Gesamtunternehmung gewährleistet ist (inkl. Overhead). Im Ecological Footprint Scope 3 werden die Ressourcenverbräuche der MitarbeiterInnen (z.B. Arbeitsweg und Ernährung) berücksichtigt. Im Ecological Footprint Scope 4 werden alle Ressourcenverbräuche von Scope 1, 2 und 3 zusammengefasst. Dieser Ecological Footprint Scope 4 umfasst die Ressourcenverbräuche für alle Produkte des Unternehmens inklusive des Ressourcenoverheads. Die Infrastruktur, also die Ressourcenverbräuche zur Herstellung der Investitionsgüter des Unternehmens wie Maschinen und Gebäude, ist hier nicht berücksichtigt (grauer oder embodied EF).

Abbildung 5: Darstellung der Scopes für die Berechnung des Ökologischen Fußabdruck



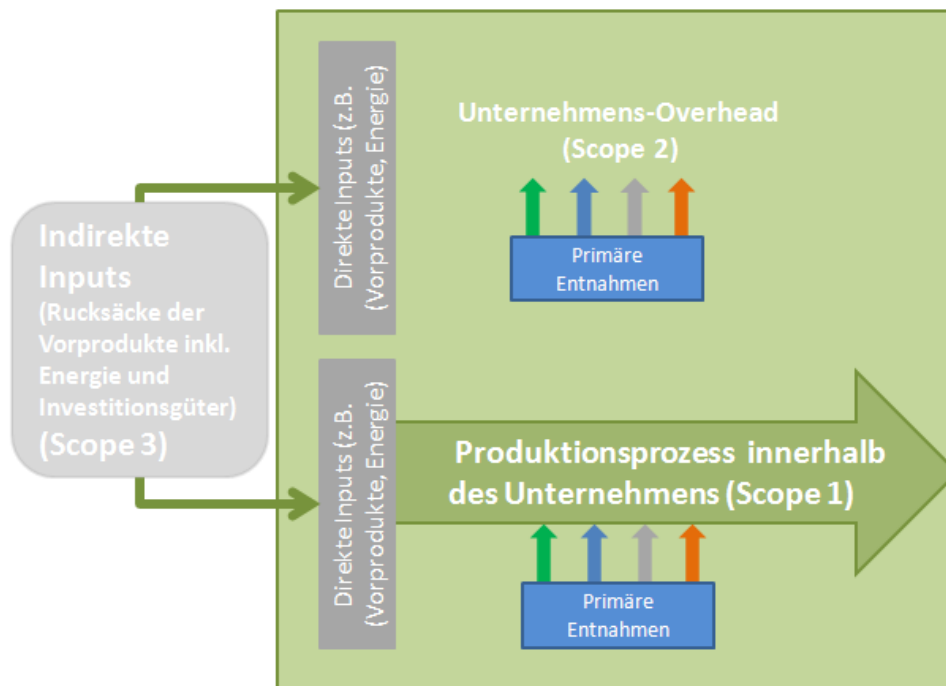
Quelle: (GFN Standards Committee, 2009)

Die Festlegung der Systemgrenze ist für die Datenerfassung als Basis für die spätere Berechnung eines Unternehmens-BRIX zentral. Bei Produkten stellt der gesamte Lebenszyklus die Systemgrenze dar. Im Regelfall stellen Unternehmen mehr als ein Produkt und/oder Dienstleistungen her. Dann treten eine Reihe allgemeiner, übergeordneter und koordinierender Leistungen, die ebenfalls mit Ressourcenverbrauch verbunden sind, aber nicht (oder zumindest nicht exakt) einzelnen Produkten zugeordnet werden können, auf. Die "Differenz" zwischen den Ressourcenverbräuchen der im Unternehmen hergestellten Produkte und/oder Dienstleistungen und dem Ressourcenverbrauch auf Unternehmensebene insgesamt stellt dann einen "Ressourcen-Overhead" dar. Dieser Ressourcen-Overhead umfasst alle unterstützenden Ressourcenverbräuche (Papierverbrauch im Bürobetrieb, Mitarbeitermobilität, Kantine, etc.).

Für die spätere Festlegung der Systemgrenze für den BRIX auf Unternehmensebene wird eine Anlehnung an den Ecological Footprint Scope 4 vorgeschlagen. Diese bedeutet, dass der BRIX auf Unternehmensebene alle direkten Ressourceninputs für den Produktionsprozess des Unternehmens (für alle hergestellten Produkte und Dienstleistungen) [Scope 1], den Ressourcenverbrauch aller unterstützenden Tätigkeiten [Scope 2] und die indirekten Ressourcenverbräuche durch den Zukauf von Rohstoffen, Materialien, Vorprodukten inklusive Energie und Herstellung der Investitionsgüter [Scope 3].

Abbildung 6 stellt die vorgeschlagene Systemgrenzen des BRIX auf Unternehmensebene dar. Im Gegensatz zu den obenstehend beschriebenen Konventionen beinhaltet der BRIX für Unternehmen auch die indirekten Inputs der Investitionsgüter, also jene Ressourcen welche für die Herstellung der Maschinen und Gebäude des Unternehmens aufgewendet werden.

Abbildung 6: Darstellung des BRIX auf Unternehmensebene



Der Unternehmens-BRIX wäre für das Nachhaltigkeitsmanagement aussagekräftig – in dem Sinne, dass Verbesserungs- bzw. Optimierungsprioritäten und -möglichkeiten abgeleitet werden können – und würde auch die GRI-Anforderungen, die sich nur auf den Ressourcenverbrauch im Unternehmen selbst konzentrieren, übertreffen. Während durch das betriebliche Beschaffungswesen eine Ressourcenoptimierung im Unternehmen und im Vorfeld unterstützt werden kann, ist eine Ressourcenoptimierung in den nachgelagerten Bereichen bis hin zur Nutzung eher nur auf Produktebene möglich und wäre dementsprechend auch dort zu berücksichtigen.

Der Ressourcenverbrauch spielt sowohl in der Unternehmenskommunikation insgesamt als auch im Bereich der Produktinformation eine zunehmend wichtige Rolle. Es ist davon auszugehen, dass es in Zukunft auch nicht mehr ausreichen wird, NUR auf Unternehmensebene oder NUR auf Produktebene zu kommunizieren. KonsumentInnen interessiert es zunehmend, welche Eigenschaften ein Produkt hat UND welche Nachhaltigkeitsperformance das erzeugende Unternehmen aufweist. Die grundsätzliche Kompatibilität von Produkt- und Unternehmens-BRIX kann durch die eingangs vorgeschlagene, gemeinsame Orientierung am GRI-Standard erreicht werden.

Im Unternehmen gibt es einzelne operative Bereiche, die wesentlichen Einfluss auf den Ressourcenverbrauch nehmen können. Wie erwähnt ist das betriebliche Beschaffungswesen dazu prädestiniert, den Ressourcenverbrauch auf Unternehmensebene und im Vorfeld zu reduzieren bzw. zu optimieren. Der Bereich Innovation, F&E oder Produktentwicklung kann wesentliche Beiträge zur Ressourceneinsparung auf Produktebene leisten. Der Kommunikationsbereich ist grundsätzlich für beide Ebenen geeignet, um ressourcensparende Produkte und Nutzungsformen zu unterstützen. Wichtig dabei ist, dass die ressourcenbezogene Kommunikation auf Unternehmens- und Produktebene aufeinander

abgestimmt ist. Andernfalls würde eine Glaubwürdigkeit in punkto Ressourceneffizienz nicht hergestellt werden können.

4 Das BRIX Indikatorenset

In Kapitel 2 wurde ein Überblick über den Stand der wissenschaftlichen Entwicklung im Bereich von Ressourcenindikatoren gegeben; diese stellen daher den Pool an Möglichkeiten dar, aus dem nun das BRIX Indikatorenset ausgewählt werden soll. Kapitel 3 hat klargestellt, dass BRIX im vorliegenden Projekt als Produkt-BRIX implementiert werden soll, später jedoch auf die Unternehmensebene erweitert werden kann. Dieser Produkt-BRIX deckt von seiner Konzeption her den gesamten Lebenszyklus ab. Es soll jedoch auch möglich sein, Berechnungen des Produkt-BRIX auch nur auf einzelnen Lebenszyklusphasen (insbesondere die Herstellungsphase) zu beschränken.

Indikatoren zur Messung des Ressourcenverbrauchs von Produkten (beziehungsweise ein Set jener) sollten Kriterien erfüllen, um richtungweisende Empfehlungen zur Erreichung nachhaltiger Produktion abgeben zu können (für eine ausführliche Darstellung dieser Kriterien siehe Giljum et al., 2009b). Die beiden wichtigsten Grundvoraussetzungen sind

- dass möglichst alle Umweltkategorien direkt oder indirekt enthalten sind, um Verschiebungen der Umweltbelastung zwischen verschiedenen Ressourcentypen und Umweltmedien zu identifizieren und auszuschließen, und
- dass Überschneidungen der Indikatoren weitestgehend vermieden werden, um Doppelzählungen möglichst zu vermeiden.

Weitere Kriterien sind unter anderem:

- Anwendung lebenszyklusweiter Berechnungsansätze, um Verschiebungen von Umweltbelastungen entlang des Lebenszyklus zu vermeiden,
- Hohe Relevanz für die Verwendung der Indikatoren im jeweiligen Unternehmensfeld und für die Nachhaltigkeitspolitik der Unternehmen,
- Leichte Vermittelbarkeit der wissenschaftlichen Informationen und Berechnungen zum breiten Einsatz in der Unternehmens-, Öffentlichkeits- und Bildungsarbeit.

4.1 Input-seitige Orientierung des Indikatorensets

Angesichts der durch steigenden Ressourcenverbrauch stark intensivierten weltweiten Umweltbelastungen und der damit verbundenen verstärkten Belastung von Mensch und Ökosystem, ist eine weltweite Reduktion des Ressourcenverbrauchs dringend erforderlich. Viele der zentralen gegenwärtigen Umweltprobleme (wie Klimawandel, Verlust der Artenvielfalt, Ausbreitung der Wüsten, Erosion) entstehen dadurch, dass die Menschheit eine zu große Menge an natürlichen Ressourcen in Produktion und Konsum umsetzt (siehe Kapitel 1.1 im Endbericht zu AP 1). Die quantitative Reduktion des Ressourcendurchsatzes entlang der Wertschöpfungskette wird daher zu einem zentralen Ziel nachhaltiger Produktion.

Die Messung dieser Reduktion kann nur mittels Input-orientierter Indikatoren erfolgen, welche die Bestimmung der quantitativen Nutzung von natürlichen Ressourcen (wie Material,

Wasser oder Fläche) erlauben. Das BRIX Projekt wurde daher in einer Weise designt, welches diesen Herausforderungen Rechnung trägt. Das BRIX Indikatorenset, das im folgenden Kapitel abgeleitet wird, soll daher konsequent auf die Inputseite ausgerichtet sein, denn dem BRIX liegt die Philosophie zugrunde, dass jeder Ressourceninput mit Umwelteingriffen und Umweltauswirkungen verbunden ist.

Das BRIX Indikatorenset ist als Ergänzung zu anderen Indikatorensystemen (etwa jene, welche in der Ökobilanz / Life Cycle Assessment zu Einsatz kommen) gedacht. Das BRIX Indikatorenset deckt Aspekte von Umweltverschmutzung, Biodiversität und Toxizität nicht ab. Informationen über das Ausmaß der Verschmutzung und der Auswirkungen der einzelnen verwendeten Stoffe können mittels des BRIX Indikatorensets nicht gegeben werden und stellen auch nicht das Ziel des BRIX Systems dar. Offensichtlich ist allerdings, dass eine systemweite deutliche Verringerung des Ressourceninputs (Ziel der Anwendung von BRIX) insgesamt auch eine Verringerung der Menge an (schädlichen) Outputs nach sich ziehen muss und somit zumindest grundsätzlich kein Widerspruch entsteht.

Zur Messung und zur Vermeidung dieser Umweltauswirkungen muss das BRIX Indikatorensystem mit anderen Bewertungsinstrumenten kombiniert werden. Hier eignen sich insbesondere traditionelle Umweltindikatoren und Instrumente (wie oben beschriebene Ökobilanz / Life Cycle Assessment), die auf die Reduktion bzw. Vermeidung von Emissionen, Abwässern und Abfällen auf der Output-Seite von Produktionsabläufen fokussieren und dadurch qualitative Aspekte wie Toxizität und die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit besser abbilden können.

4.2 Ableitung und Beschreibung des BRIX Indikatorensets

Basierend auf den in AP 1 beschriebenen Kriterien und den vorgestellten, bestehenden Umweltindikatoren sowie den ökologischen Leistungsindikatoren der GRI wurde das BRIX Indikatorenset abgeleitet. Das BRIX Kernindikatorenset umfasst die vier komplementären, das heißt nicht überlappenden, Ressourcenkategorien Material, Wasser, Luft und Fläche. Aus diesen vier Kategorien werden die korrespondierenden Indikatoren Materialinput, Wasserinput, Luftinput sowie Flächeninput abgeleitet (siehe Abbildung 7).

Abbildung 7: Ressourcenkategorien und korrespondierende Indikatoren in BRIX

Kategorie	Materialien	Wasser	Luft	Fläche
Indikator in BRIX	Materialinput	Wasserinput	Luftinput	Flächeninput

Für die Berechnung des Einsatzes von **biotischen und abiotischen Materialien** wird das Konzept des **Materialinputs** nach den Berechnungsrichtlinien des MIPS Konzepts (siehe oben) vorgeschlagen. Gemäß des MIPS Konzeptes werden die Berechnungen in dieser Ressourcenkategorie für biotische bzw. abiotische Materialien getrennt durchgeführt. Eine

Aggregation in einen Indikator Materialinput, wie im MIPS Konzept auch oftmals durchgeführt, kann im Sinne einer leichteren Kommunikation erfolgen.

Der Einsatz von **Wasser** entlang eines Produktlebenszyklus lässt sich sowohl mittels des Wasser-Rucksacks als auch mit Hilfe des Wasser-Fußabdrucks messen (siehe oben). Als Wasserindikator wird vorgeschlagen, den **Wasserinput** mit dem Wasser-Rucksack (im MIPS Konzept „MI-Wasser“ genannt) als Kernindikator aufzunehmen. Damit wird in BRIX jenes Wasser gezählt, welches vom Menschen dem Oberflächen- und Grundwasser entnommen wird und in künstlicher Weise Produktionsprozessen zugeführt wird (etwa in Form von Bewässerungswasser; inklusive aufgefangenem Regenwasser). Auch die Aufnahme des Indikators Water Footprint in den BRIX wurde diskutiert, jedoch ist die Menge an Transpirationswasser („grünem Wasser“) den Unternehmen unbekannt und der tatsächliche Wassereinsatz von größerem Interesse in der unternehmerischen Praxis. Aus diesem Grund wird im BRIX der Wasserverbrauch ohne Transpirationswasser erhoben und berechnet.

Der Indikator **Luftinput** bemisst das Gewicht der Luft, welches bei Verbrennungsprozessen chemisch oxidiert bzw. reduziert wird bzw. solche Luftmoleküle, die bei Produktionsprozessen direkt verwendet werden (z. B. Stickstoff, Sauerstoff) . Somit kann über den Luftinput eine direkte Verbindung zu den Kohlendioxidemissionen durch die Verbrennung fossiler Treibstoffe hergestellt werden. Andere Treibhausgasemissionen wie Methan oder Lachgas, die v.a. in der landwirtschaftlichen Produktion von großer Bedeutung sind, können nicht abgebildet werden, allerdings werden in einem inputbasierten Indikatorensystem Emissionen grundsätzlich nicht unmittelbar abgebildet.

Der benötigte **Flächeninput** eines Produkts, welche den lebenszyklusweiten Flächenintensität eines Produkts reflektiert, kann durch die Wirkungskategorie Land Occupation (Flächenbedarf) der Ökobilanz für 1 Jahr, , ermittelt werden. Die zur Produktion, Nutzung oder Entsorgung bzw. zum Recycling verwendete Landfläche wird hierbei anteilig und lebenszyklusweit dem einzelnen Produkt zugerechnet.

Neben der Orientierung an Ressourceninputs verfolgt BRIX das Ziel, möglichst überlappungsfrei zu sein. Daher wurden die folgenden Indikatoren, die in Kapitel 2 beschrieben wurden, nicht in den BRIX aufgenommen.

- *Energieindikator*: Energie ist in den anderen Dimensionen des BRIX, wie zum Beispiel über fossile und biotische Energieträger im Indikator Materialinput, sowie über den Luftverbrauch bereits enthalten. In den GRI Indikatoren werden fossile Energieträger sowohl unter „Materialeinsatz“ als auch „Energieverbrauch“ ermittelt. Um Doppelzählungen im BRIX zu vermeiden, geht Energie über die jeweiligen Ressourceninputs in die Berechnung ein. Da Unternehmen jedoch vielfach detaillierte Informationen über den Energieverbrauch besitzen, wird dieser bei den Unternehmen abgefragt. In einem zweiten Schritt wird dann der Energieverbrauch in seine Komponenten Material, Luft, Wasser und Fläche, also in die BRIX Indikatoren, umgerechnet. Dadurch wird es möglich, den Einfluss des Energieverbrauches entlang der Wertschöpfungskette eines Produktes im Ergebnis gesondert auszuweisen.
- *Carbon Footprint*. Um der Inputorientierung des BRIX gerecht zu werden wurde beschlossen, den im Moment vielfach verwendeten Umweltindikator CO₂ Fußabdruck durch den korrespondierenden Inputindikator Luftinput zu ersetzen.

- *Ökologischer Fußabdruck.* Die reale Flächenbelegung, die im Indikator Ökologischer Fußabdruck enthalten ist, ist durch den Indikator „Flächeninput“ abgedeckt. Die CO₂ Emissionen durch die Verbrennung fossiler Treibstoffe (neben anderen Treibhausgasen) können über den Verbrauch von abiotischem Material und Luft in MIPS abgebildet werden.

Es soll jedoch explizit darauf hingewiesen werden, dass die Berechnung aller hier angeführten Indikatoren basierend auf den BRIX Datenerhebungen prinzipiell möglich ist. Wie dies vollzogen werden kann und welche Zusatzinformationen hierzu notwendig sind, wird in Kapitel 6 ausführlich beschrieben.

Aufgrund der oben dargestellten methodischen Probleme bei der Verrechnung verschiedener Ressourcenkategorien in eine einheitliche Recheneinheit (im Falle des Ökologischen Fußabdrucks etwa der „Globale Hektar“) wurde entschieden, die unterschiedlichen Aspekte der Ressourceninputs im BRIX Indikatorenset in deren ursprünglichen Einheiten zu messen, d.h. Materialinput und Luftinput in Masseneinheiten, Wasserinput in Liter und Flächeninput in Hektar bzw. Quadratmetern.

Die einzelnen Indikatoren des BRIX Indikatorensets, welche den jeweiligen Ressourceninput je Produkt angeben, gewährleisten leicht vermittelbare Erkenntnisse über die für ein Produkt benötigten Ressourcen. Darüber hinaus kann durch die getrennte Darstellung der Ressourceninput-Kategorien nachvollzogen werden, welche Ressourcen zu welchem Anteil in ein Produkt einfließen und in welchen Abschnitten des Lebenszyklus der größte Ressourcenverbrauch stattfindet. Dadurch können die jeweiligen Ressourcenflüsse besser erkannt und innerbetriebliche Ziele zur Verringerung des Ressourcenverbrauchs und deren Strategien klarer definiert werden.

Für eine leichtere Vergleichbarkeit des Ressourcenverbrauchs von Unternehmen kann das BRIX Indikatorenset in einem zweiten Schritt auch zu einer einzelnen Kennzahl gewichtet und aggregiert werden. Dies ist ein Prozess, der gesellschaftliche und politische Gewichtungen erfordert und daher getrennt von den wissenschaftlichen Basisberechnungen durchgeführt werden muss. Ob und in welcher Form eine Gewichtung der Einzelindikatoren in einen Gesamtindex sinnvoll erscheint, wird in Arbeitspaket 6 („Gewichtung“) erarbeitet.

4.3 Allgemeine Hinweise zur Anwendung des BRIX Indikatorensets

Im Folgenden sollen einige allgemeine Richtlinien für die konkrete Anwendung des BRIX Indikatorensets gegeben werden.

Die Einzelindikatoren des BRIX Indikatorensets können sowohl aggregiert (als Gesamtzahl) als auch disaggregiert (in ihre jeweiligen Komponenten zerlegt) veranschaulicht werden. Zu den aggregierten Indikatoren zählen etwa der gesamte Wasserinput oder der gesamte Materialinput eines Produkts. Eine disaggregierte Darstellung kann die Indikatoren in die verschiedenen Abschnitte des Lebenszyklus aufspalten (Herstellung, Nutzung, End-of-life). Eine solche Disaggregation wäre wünschenswert, um Potentiale zur Steigerung der Ressourceneffizienz zu identifizieren, um die Ressourcenverbrauchsindikatoren enger mit spezifischen Umweltproblemen zu verknüpfen sowie die Ermittlung sachgerechter Ergebnisse und Trends sicherzustellen.

Bei der Interpretation der Ressourcenverbrauchsindikatoren sollte der regionale bzw. lokale Kontext so weit als möglich mit einbezogen werden. Speziell Wasserverbrauchsindikatoren hängen stark von der lokalen oder regionalen Verfügbarkeit erneuerbaren Wassers ab. Ein gewisser Wasserinput eines Produkts könnte sich, je nach den vorherrschenden Wassergegebenheiten, in einem Land als problematisch herausstellen, in einem anderen jedoch als nachhaltig erweisen. Diese Informationen über die Herkunft des Wassers sind jedoch insbesondere im Bereich der indirekten Wasserverbräuche nicht verfügbar.

Im BRIX Indikatorensystem, welches die unterschiedlichen Arten des Ressourcenverbrauchs beinhaltet, können Trade-offs zwischen unterschiedlichen Handlungsmöglichkeiten analysiert werden. Eine Erweiterung der Produktion biogener Treibstoffe beispielsweise würde den abiotischen Ressourcenindikator verringern (geringerer Verbrauch fossiler Brennstoffe) und könnte, in Abhängigkeit von der Art des biogenen Treibstoffs, Treibhausgas-Emissionen reduzieren. Andererseits würde dies aber auch zu einer erhöhten Nachfrage nach Landfläche und Wasser führen. Mit dem BRIX Indikatorenset kann analysiert werden, ob eine Verbesserung einer Kategorie mit einem gegenläufigen Effekt einer anderen Kategorie einher geht.

5 BRIX Methodik: Systemgrenzen und Rechenregeln

Im vorherigen Kapitel wurde das BRIX Indikatorenset abgeleitet und die 4 Kernindikatoren vorgestellt. In diesem Kapitel sollen nun die Systemgrenzen und Rechenregeln im Detail beschrieben werden, welche es ermöglichen, die 4 BRIX Indikatoren in konsistenter Weise zu berechnen.

Um die Ergebnisse unterschiedlicher Methoden zur Messung des Ressourcenverbrauchs und der Umwelteffekte von Produkten für die Fallstudie eines bestimmten Produktes vergleichbar zu machen, sind die folgenden Punkte einheitlich zu definieren (siehe Adensam et al., 2000): Zielvorgaben, funktionelle Einheit, Systemgrenzen, sowie vergleichbare Allokationen (Neben-, Haupt-, Kuppelprodukte).

Außerdem sind die Anforderungen an die Datenqualität (AP3) und die grundlegende Berechnungsmethode entscheidende Kriterien für die Ausprägung und Qualität der jeweiligen Methode.

Aus diesem Grund werden in den nachfolgenden Abschnitten die Grundzüge der MIPS Berechnungsmethode vorgestellt und bei zentralen Punkten mit anderen marktüblichen Berechnungsmethoden wie der Ökobilanzierung oder dem Carbon Footprint verglichen.

5.1 Systemgrenzen

Eine homogene Festlegung der Systemgrenze ermöglicht die direkte Vergleichbarkeit von Ergebnissen. Ob bestimmte Prozesse und Ressourcenströme berücksichtigt werden oder nicht entscheidet darüber, wie aussagekräftig und vergleichbar die Berechnungsergebnisse schließlich sind.

5.1.1 Übergeordnete Ansätze

Der Ermittlung des Ressourcenverbrauchs und der Umweltauswirkungen auf Produktebene liegt das grundsätzliche Konzept der lebenszyklusweiten Betrachtung zugrunde. Die Idee der lebenszyklusweiten Betrachtung, welche in der Ökobilanzierung ihren Ursprung hat, umfasst alle Schritte des Produktlebenszyklus von der Herstellung, über die Nutzung bis hin zum Recycling und/oder der Entsorgung. Der Lebensweg eines Produktes ist laut Definition von ÖNORM EN ISO 14040, eine „*Aufeinanderfolge und miteinander verbindende Stufen eines Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Gewinnung natürlicher Ressourcen bis zur endgültigen Beseitigung*“ (ÖNI, 2005, 7).

Der Lebenszyklus-Gedanke ist Bestandteil aller namenhaften Berechnungsmethoden, wie zum Beispiel MIPS, Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment) und Carbon Footprint (BSI, 2008; ÖNI, 2005; Ritthof et al., 2002): „Für MIPS gilt das gleiche wie für jede Form der ökologischen Bewertung: Um aussagekräftig zu sein, muss sie immer lebenszyklusweit erfolgen.“ (Ritthof et al., 2002, 11).

Das MIPS Konzept berechnet die Ressourcenverbräuche von der Entnahme aus der Natur bis hin zum Recycling bzw. der Entsorgung (Ritthof et al., 2002). Hierbei beinhaltet der Begriff Herstellung neben den einzelnen Produktionsschritten auch die Rohstoffförderung, die Produktion von Vorprodukten sowie Transporte und Vertrieb. Die Nutzungsphase umfasst den gesamten Verbrauch, Transporte und Reparaturen). Die Systemgrenze ergibt sich an der Grenze zwischen Ökosphäre und Technosphäre durch die aktive Entnahme und Bewegung von Masse (Schmidt-Bleek et al., 1998). Im MIPS Konzept wird grundsätzlich zwischen zwei Standardsystemgrenzen unterschieden: Von der Wiege bis zum Produkt und von der Wiege bis zur Wiege (Schmidt-Bleek et al., 1998). Ähnlich wie bei MIPS ermöglicht der PAS 2050, der Standard für die Berechnung des Carbon Footprint zwei Anwendungsformen, nämlich cradle-to-gate (Rohmaterialien, Produktion) und cradle-to-grave/cradle (Rohmaterialien, Produktion, Distribution und Handel, Nutzung und End-of-Life Phase) (BSI, 2008) (siehe Abbildung 8).

Abbildung 8: Systemgrenzen von “cradle-to-cradle” und “cradle-to-gate” Analysen

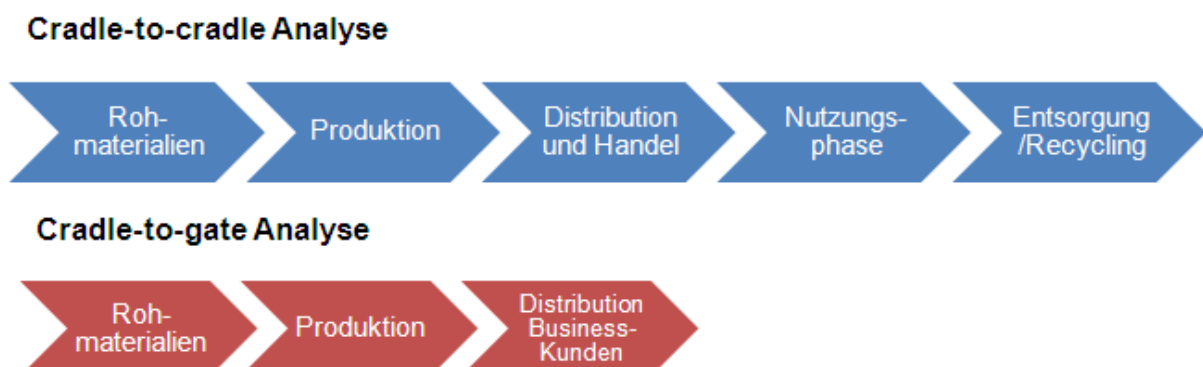


Abbildung 5 stellt die Prozessschritte zweier generalisierter Varianten des Produktlebenszyklus dar. In einer cradle-to-cradle Analyse wird der gesamte Produktlebenszyklus inklusive Nutzungsphase und Entsorgung untersucht. In einer cradle-to-gate Analyse wird ein Produkt von der Extraktion der Rohmaterialien, über die Produktion inklusive Verpackung und den Distribution bis zum Tor des nachfolgenden Business-Kunden analysiert.

Auch wenn in Berechnungen auf Produktebene grundsätzlich die gesamte Wertschöpfungskette analysiert werden sollte, wird die Systemgrenze unter Berücksichtigung der Zielsetzungen der Studie und der Daten- und Kostenbeschränkungen bestimmt (ÖNI, 2005). Prozessschritte können durchaus auch ausgeklammert werden, unter der Voraussetzung, dass dies klar dokumentiert wird und dadurch das Gesamtergebnis nicht wesentlich verändert wird. Wie oben bereits beschrieben, soll es auch im BRIX Tool möglich sein, entweder alle Phasen zu berücksichtigen oder die Berechnung auf eine Phase, etwa die Herstellungsphase, zu konzentrieren.

5.1.2 Direkter und indirekter Ressourcenverbrauch in der Berechnung der Produktketten

Unter Inputs werden all jene Rohmaterialien, Stoffe und Vorprodukte verstanden, die in den Produktionsprozess entlang der Wertschöpfungskette des Produktes eingehen. Der Ressourcenverbrauch entlang des Produktlebenszyklus kann, wie bereits in Abschnitt 4.1. beschrieben, in direkte Inputs und indirekte Inputs (ökologische Rucksäcke) unterteilt werden.

Der ökologische Rucksack ist im MAIA Handbuch wie folgt definiert: *„Der ökologische Rucksack bezeichnet den Materialinput abzüglich der Eigenmasse und wird gemäß der fünf MI-Kategorien getrennt ausgewiesen.“* (Schmidt-Bleek et al., 1998, 97).

Im Konzept des BRIX werden direkte und indirekte Materialinputs abweichend von der MAIA Definition klassifiziert. Da sowohl Primärentnahmen und andere Inputs in den direkten Einflussbereich eines Unternehmens fallen, werden in BRIX diese Inputs als „direkte Inputs“ definiert des betreffenden Unternehmens definiert (siehe Abbildung 4). Die lebenszyklusweiten Materialinputs visualisieren die akkumulierte Umweltbelastung, welche üblicherweise unsichtbar für den Endverbraucher ist. Der Lebenszyklus-Ansatz geht grundsätzlich bis zur primären Entnahme der Ressourcen aus der Natur zurück, dies gilt auch für alle Methoden beziehungsweise Indikatoren, die sich auf diesen grundsätzlichen Ansatz berufen.

Die direkten Inputs werden im MIPS Konzept in die Kategorien abiotische Rohmaterialien, biotische Rohmaterialien, Erdmassebewegungen, Wasser und Luft gruppiert. Für den BRIX wird vorgeschlagen, direkte Inputs für welche die unternehmensspezifischen Daten entlang der Wertschöpfungskette erhoben werden, in Anlehnung an die in der GRI und in der Unternehmenspraxis üblichen Begriffe einzuordnen.

Die direkten Inputs verursachen indirekte Materialflüsse, die in Form von Rucksäcken in den Kategorien abiotisches Material, biotisches Material, Luft, Wasser und Fläche in die Berechnung eingehen (siehe Abschnitt 5.3).

5.1.3 Allokation von Koppel- und Recyclingprodukten

Bevor man eine BRIX-Analyse nach dem MIPS Konzept durchführt, sollte geklärt sein, was die Haupt- und Nebenprodukte entlang des Produktionsprozesses sind. Als Hauptprodukte versteht man jene Produkte, für die der Produktionsprozess ursächlich betrieben wird. Ihr Materialverbrauch kann direkt zugerechnet oder nach Gewichtsanteilen aufgeteilt werden. Alle anderen Produkte, die zusätzlich anfallen und marktfähig sind, werden als Nebenprodukte bezeichnet. Hier wird nur der zur Weiterverarbeitung zusätzlich entstandene Aufwand als Ressourcen-Input verrechnet. Die Materialinputs (MI) eines Prozesses werden auf die Hauptprodukte, jene Produkte für die der Produktionsprozess ursprünglich eingerichtet wurde, im Verhältnis ihrer Masse zugerechnet (Schmidt-Bleek et al., 1998). Nebenprodukte, die zusätzlich zu den Hauptprodukten anfallen und in anderen Prozessen Verwendung finden, werden in der Allokation der Prozessinputs nicht berücksichtigt. In jenen nachfolgenden Produktionsprozess, in welchen das Nebenprodukt einfließt, werden nur die Materialinputs ihrer Weiterverarbeitung einbezogen. Reststoffe, die der Entsorgung oder der Verwertung zugeführt werden, werden mit ihrer Eigenmasse den Hauptprodukten zugerechnet. Der MI der Entsorgung wird auch den Hauptprodukten zugerechnet. Der MI des Recyclingaufwandes dem Rezyklat, jedoch verbleibt das Eigengewicht und die Rucksäcke des Reststoffes im Hauptprozess, und gehen somit mit Null in die Berechnung des Rezyklats ein (Schmidt-Bleek et al., 1998).

Im Gegensatz zum MIPS Konzept können nach der ISO-Norm 14040/44 bei der Allokation der Inputs und Outputs eines Prozesses zu Koppel- und Recyclingprodukten massebezogen oder im Verhältnis zum ökonomischen Wert erfolgen. Im BRIX Konzept wird bei der Allokation von Neben- und Recyclingprodukten auf die in Schmidt-Bleek et al. (1998) vorgeschlagene Vorgehensweise verwiesen. Jedoch sind diese im Einzelfall auf die Anforderungen der jeweiligen Untersuchung anzupassen.

5.2 Rechenschritte und Rechenregeln

Bei den Rechenregeln für die BRIX Einzelindikatoren wird auf die Regelwerke des MIPS Konzeptes verwiesen (siehe Schmidt-Bleek et al., 1998 und Ritthoff et al, 2002). Einige grundsätzliche Punkte werden im Folgenden kurz beschrieben, für eine tiefergehende Auseinandersetzung mit der Berechnungsmethodik wird weiterführende Literatur empfohlen (siehe, zum Beispiel, Kaiser et al., 2009; Lettenmeier et al., 2009).

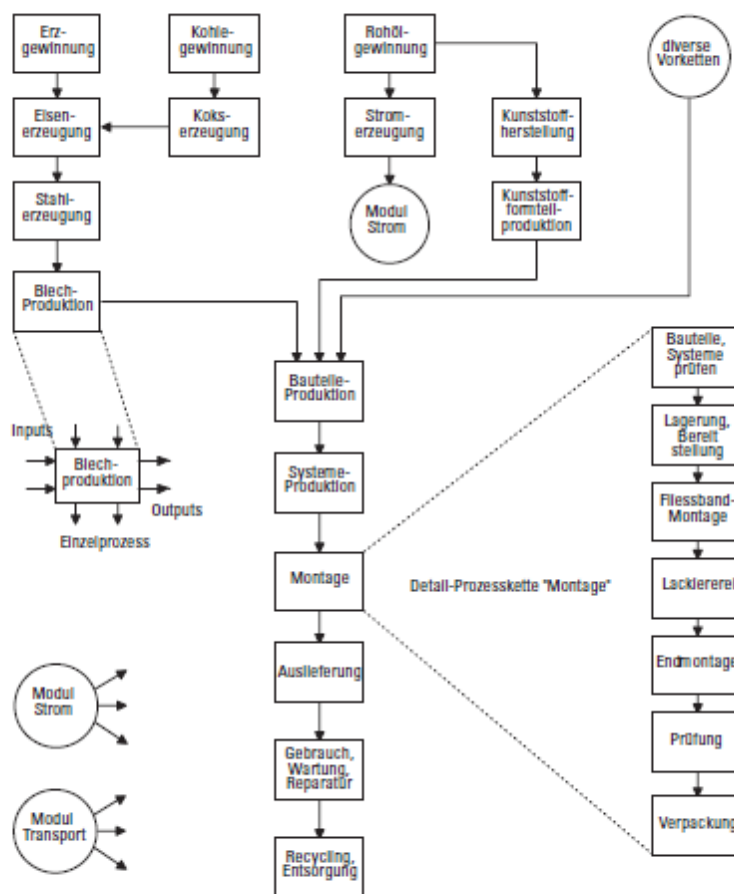
5.2.1 Wahl des Analyseobjektes

Die Wahl des Analyseobjektes wird häufig durch die Zielsetzung der Untersuchung vorgegeben. Ein wichtiger Schritt in der Ermittlung des BRIX ist jedoch die Festlegung der funktionellen Einheit. Die funktionelle Einheit soll den Produktnutzen in einer vergleichbaren Einheit für materielle und nicht-materielle Nutzenerbringung beschreiben (Ritthoff et al, 2002). Hierbei steht der Nutzen oder auch der Service für die NutzerInnen im Vordergrund.

5.2.2 Prozesskette

Zur Berechnung der Einzelindikatoren ist es hilfreich, einen strukturierten Überblick über den gesamten Lebenszyklus des zu betrachtenden Produkts bzw. der zu betrachtenden Dienstleistung zu gewinnen. Hierfür eignet sich die Abbildung, der für die Herstellung des Produkts notwendigen Prozessschritte im Produktlebenszyklus. Dabei werden sowohl die der Erzeugung vorgelagerten, als auch die der Entsorgung dienenden Abläufe berücksichtigt. Ziel ist es, Informationslücken aufzudecken und einzelne Verarbeitungsschritte hinreichend genau darzustellen.

Abbildung 9: Darstellung einer exemplarischen Prozesskette



Quelle: Ritthoff et al, 2002, S.22

5.2.3 Datenerhebung

Entscheidend für die im folgenden Kapitel beschriebene Berechnung und die Genauigkeit ihrer Ergebnisse, ist die Qualität der vorher erhobenen Daten. Diese können auf drei Arten erhoben werden:

1. Direkte Erhebungen und Messungen: sie liefern spezifische und meist verlässliche Ergebnisse;
2. Interviews (z.B. mit Experten oder Unternehmensvertretern): sie liefern Daten aus erster Hand, zu denen oftmals kein anderer Zugang besteht;
3. Literaturwerte: sie sind vielfach die einzige Möglichkeit, um Abschätzungen zu Prozessen zu treffen, die außerhalb des betrachteten Unternehmens liegen. Die wichtigste Quelle hierfür sind Fachpublikationen und internationale Datenbanken (siehe AP 3).

Im Regelfall werden Daten in einer Kombination der beschriebenen drei Varianten erhoben. Wie in Ritthoff et al, 2002 (S.23) angegeben, ist in jedem Fall ist darauf zu achten, dass alle verwendeten Daten mit Quelle, Bezugsjahr, erläuternden Hinweisen, genauen Mengen, verwendeten Einheiten etc. dokumentiert werden. Dies gilt gleichfalls für qualifizierte Abschätzungen, basierend auf Fachwissen oder theoretischen Berechnungen, welche aufgrund von fehlenden Informationen bzw. Datenlücken notwendig sein können.

Es lohnt sich, nicht nur für die Berechnung, sondern auch für die Kontrolle der Grunddaten verschiedene Datenquellen zu verwenden und durch Literatur und gegebenenfalls durch einschlägige Erfahrung (Fachwissen) zu ergänzen. Zu unterscheiden sind allgemeine Daten, spezifische Daten und deren Geltungsbereiche, denn ihre Vergleichbarkeit ist dadurch gewährleistet. Welche Prozessabläufe durch geeignete Daten abgebildet werden können und welche Daten verwendet wurden (spezifische oder allgemeine Daten), zeigt sich am Ende der Erhebung. Es sei noch einmal darauf hingewiesen, dass die Konsistenz der Daten für die Qualität der Ergebnisse, von entscheidender Bedeutung ist. Um diese zu gewährleisten, ist es notwendig bei der Erfassung der Daten einige allgemeine Regeln zu beachten (vgl. Ritthoff et al., 2002, S.24 ff):

- Materialinputs sollten in einer geeigneten Gewichtseinheit angegeben werden;
- Zahlenangaben sollten immer mit Einheiten vermerkt werden;
- Inputs sollten in primäre Rohstoffe und Vorprodukte unterteilt werden, also in jene, die am Anfang der Prozesskette liegen und in jene, die vorgelagerte Prozessketten besitzen;
- Nicht alle In- und Outputs müssen erfasst werden (abhängig von der Wahl der Systemgrenzen). Abfälle, Abwässer und Emissionen müssen nur dann erfasst werden, wenn sie eine weitergehende Behandlung erfahren (z.B. Recycling) und somit weitere Ressourceninput induzieren.
- Für jedes Material, jede Energieform, jedes Vorprodukt etc. soll eine Datenquelle verzeichnet sein
- Besondere Angaben, wie zusätzliche Erklärungen zu Quellen etc. sollen ebenfalls vermerkt sein

Es wird empfohlen, die direkten Inputs im Einflussbereich des Unternehmens direkte Erhebungen und Messungen durchzuführen, da dies die Datenqualität für das spezifische Produkt deutlich erhöht. Die direkten Inputs werden für BRIX pro Prozessschritt in den folgenden Inputkategorien erhoben.

- **Materialien/Stoffe**
 - Rohstoffe
 - Hilfsstoffe
 - Vorprodukte
 - Sonstige Materialien /Stoffe
- **Boden**
 - Bewegte Erde
 - Nicht verwendete Förderung
 - Bodenbewegungen (Land-und Forstwirtschaft)
- **Flächen**
 - Anbauflächen
 - Betriebsflächen
 - Lagerflächen
 - Erosionsflächen
 - Sonstige Flächen
- **Energie**
 - Elektrischer Strom (nicht erneuerbar)
 - Elektrischer Strom (erneuerbar)
 - Fossile Energieträger
 - Erneuerbare Energieträger
 - Sonstige Energie
- **Wasser**
 - Prozesswasser
 - Kühlwasser (effektiv)
 - Sonstiges Wasser
- **Luft**
 - Direkter Verbrauch von Luftmolekülen
- **Transporte**

Für die indirekten Inputs wird in der Praxis auf generische Literaturwerte zurückgegriffen (siehe AP3 Bericht).

5.2.4 Berechnung

Zur Durchführung der Berechnung werden die Mengen der Einsatzstoffe, die wie oben beschrieben erhoben werden, mit Faktoren zur lebenszyklusweiten Ressourcen-Intensität multipliziert.

Die Berechnung des gesamten Ressourcen-Inputs erfolgt somit nach der folgenden allgemeinen Formel:

$$\text{Lebenszyklus-weiter Ressourcen-Input} = \text{Einsatzmenge} \times \text{Ressourcen-Intensität}$$

Ressourcen-Input Faktoren in den für BRIX relevanten Kategorien (Material, Luft, Wasser, Fläche) wurden schon für eine Vielzahl von Prozessen bzw. Stoffen berechnet. Die Aufarbeitung der vorhandenen Faktoren wird in AP 3 durchgeführt.

Hierbei ist es wichtig, auf die entsprechenden Einheiten zu achten: der Material-Input hat die Einheit [kg], die Material-Intensität hingegen hat [kg/Mengeneinheit] als Einheit – z.B. [kg/kg] oder [kg/kWh]. Erhebungs- und Berechnungsbögen werden für alle Prozesse des Produktlebenszyklus erstellt, um damit den Material- und Flächen-Input zu berechnen. Der BRIX kann so ermittelt und gegebenenfalls für einzelne Prozessabschnitte getrennt ausgewiesen werden. Dies betrifft die Verbräuche bis zum Produkt selbst und auch die, durch Nutzung und Entsorgung, nach der Herstellung verbrauchten Ressourcen (vgl. *Ritthoff et al, 2002, S.29 ff*).

5.2.5 Abschneidekriterien

Die Vorketten eines Produktes können sehr lang und verzweigt sein. Aus diesem Grund ist es notwendig, für die jeweilige Analyse irrelevante Prozessschritte wie zum Beispiel Produktionsgebäude oder Hilfe- und Betriebsstoffe „abzuschneiden“, d.h. nicht in die Systemgrenzen der Analyse aufzunehmen (Ritthof et al., 2002). Welche Ressourcenströme als relevant gelten hängt von den spezifischen Stoffströmen aber auch vom Ziel und Rahmen der Untersuchung ab. Abschneidekriterien müssen vorab definiert und präzise dokumentiert werden. „Abschneidekriterien sollen aber sorgfältig überlegt und überschlägig geprüft werden, damit nicht wesentliche Ressourcenströme unberücksichtigt bleiben“ (Ritthof et al., 2002, 14). Nach MIPS können jene Prozessketten, die für die ökologische Bewertung des Produktes irrelevant sind, da ihr Einfluss auf das Gesamtergebnis vernachlässigbar gering ist, abgeschnitten werden (vgl. *Ritthoff et al, 2002, S.14*). sowohl Masse- als auch Energie-bezogene oder Umweltrelevanz-bezogene Abgrenzungskriterien möglich. Bei BRIX wird als Abschneidekriterium angeraten, Inputs die in Summe weniger als 1 Prozent Gesamtergebnisses ausmachen nicht in der Analyse zur berücksichtigen, da dieser Einfluss als vernachlässigbar gering definiert werden kann.

5.2.6 Nicht-berücksichtigte Faktoren

Investitionsgüter (wie Gebäude, Maschinen, etc.) werden im MIPS-Konzept prinzipiell berücksichtigt, auch wenn ihre Auswirkung auf das Endergebnis im Falle von Massenproduktion im Allgemeinen klein sind. Im BRIX auf Produktebene werden die Investitionsgüter explizit nicht berücksichtigt, da sie in den meisten Anwendungsfällen einen vernachlässigbar geringen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Der BRIX auf Produktebene entspricht somit anderen Berechnungskonventionen wie PAS 2050 (Carbon Footprint), Ecological Footprint Standards (2009) in dem Investitionsgüter nicht in die Analyse einbezogen werden. Jedoch soll der BRIX auf Unternehmensebene Investitionsgüter erfassen (siehe Abschnitt 3.4). Menschliche und tierische Arbeitskraft wird bei der Berechnung des BRIX nicht berücksichtigt, auch wenn diese einen wesentlichen Ressourceninput darstellt.

5.3 Die konkrete Indikatorenberechnung in BRIX

Wie oben beschrieben, werden die direkten Ressourcenflüsse für das untersuchte Produkt durch eine Datenerhebung direkt mit den Unternehmen erhoben.

Für diese Datenerhebung wurde in BRIX ein einheitliches Datenerhebungsblatt entwickelt, welches die verschiedenen direkten Ressourcenflüsse in umfassender Form im Unternehmen erhebt.

Abbildung 10 zeigt die Liste der Kategorien an, die im allgemeinen Datenerhebungsbogen spezifiziert sind. Dieser allgemeine Datenerhebungsbogen muss dann in jeder der Business Cases auf die spezifischen Gegebenheiten des untersuchten Produktes angepasst werden.

Abbildung 10: Allgemeiner Datenerhebungsbogen in BRIX

Materialien / Stoffe	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Rohstoffe				z. B. Erze, Metalle, Biomasse, etc.
Hilfsstoffe				z. B. chemische Zusatzstoffe
Vorprodukte				z. B. Halbzeuge, fertige Produkte
Sonstige Materialien / Stoffe				z. B. Verpackungsmaterial
Boden	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Bewegte Erde				z. B. Erdaushub
Nicht verwertete Förderung				z. B. Abraum, Gangart
Bodenbewegungen (Land-/Forstwirtschaft)				z. B. Erosion, mechanische Bodenbearbeitung
Energie	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Elektrischer Strom (nicht erneuerbar)				z. B. öffentliches Netz, Eigenproduktion, Industriemix
Elektrischer Strom (erneuerbar)				z. B. Windkraft, Photovoltaik
Fossile Energieträger				z. B. Erdöl, Erdgas, Kohle
Erneuerbare Energieträger				z. B. Rapsöl
Sonstige Energie				z. B. Wasserdampf
Wasser	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Prozesswasser				Wenn möglich Unterscheidung nach Grund-, Oberflächen und Tiefgrundwasser, auch im Folgenden
Kühlwasser (effektiv)				z. B. Verdunstungsmengen
Sonstiges Wasser				z. B. Reinigungswasser
Luft	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Direkter Verbrauch von Luftmolekülen				z. B. Stickstoff, Sauerstoff
Flächen	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Anbauflächen				z. B. Ackerflächen, Waldflächen
Betriebsflächen				z. B. Produktionsstätte
Lagerflächen				z. B. Lagerhäuser
Erosionsflächen				z. B. nicht direkt genutzte, aber erodierte Flächen
Sonstige Flächen				z. B. sonstige Infrastruktur, angelegte Rasenflächen
7. Transporte	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Transportdistanz				z. B. Entfernung Lieferanten, Kunden, etc.
Transportmenge				z. B. Transportgut
Transportmittel				z. B. See-/Binnenschifffahrt, Straßengütertransport, Bahn
8. Sonstiges	Einheit	Menge pro Prozesseinheit	Menge pro Unternehmen (Jahr)	Anmerkungen
Nicht Energie-bedingte THG-Emissionen				z. B. Methan

Die indirekten Materialflüsse gehen über die Multiplikation der Inputmengen („Menge pro Prozesseinheit“ in Abbildung 10) mit den Basisdaten/Berechnungsfaktoren in die Berechnung ein. Diese Basisdaten bzw. Berechnungsfaktoren werden im Arbeitspaket 3 zusammengestellt und im Arbeitspaket 5 in den Business Cases mit den Partnerunternehmen angewendet. Für die Kalkulation der einzelnen BRIX Indikatoren wurde ein allgemeines Berechnungsblatt entwickelt.

Wie die Berechnungsergebnisse der einzelnen Prozessschritte zusammengeführt werden, hängt ursächlich mit der Produkt-spezifischen Prozesskette zusammen. Hierbei werden die Inputs über die Prozesseinheiten auf die funktionelle Einheit umgelegt.

Mit Hilfe der Berechnungsfaktoren werden zu jedem der direkten Ressourceninputs die indirekten Ressourcenverbräuche berechnet. Abbildung 11 zeigt die schematische Zusammenstellung der Berechnungsergebnisse des BRIX Indikatorensets, welches die verschiedenen Phasen des Produktlebenszyklus sowie direkten und indirekten Ressourcenverbrauch für jeden der vier Kernindikatoren unterscheidet.

Abbildung 11: Ergebnismatrix der BRIX Indikatoren

Indikator in BRIX		Materialinput	Wasserinput	Luftinput	Flächeninput
Herstellung	Direkt				
	Indirekt				
Nutzung	Direkt				
	Indirekt				
End-of-life	Direkt				
	Indirekt				
Summe	Direkt				
	Indirekt				

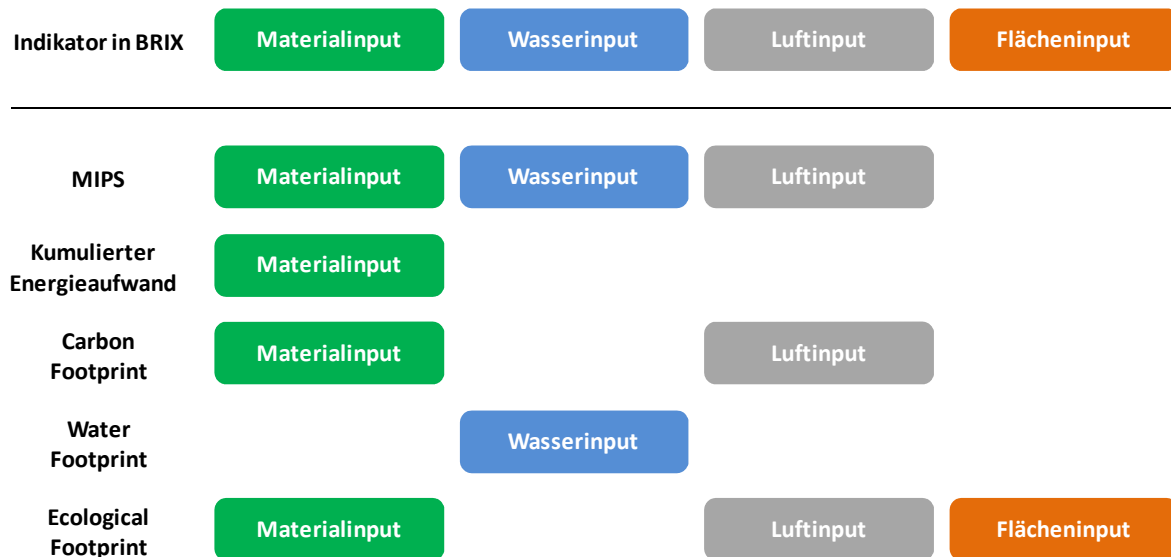
In AP 5 Business Cases wird der BRIX für beispielhaft ausgewählte Produkte der Unternehmenspartner gerechnet und die Berechnungen sowie die Ergebnisse im Detail beschrieben. Für weitere Details zur Berechnung siehe den Bericht des AP5.

6 Die Berechnung weiterer Indikatoren aus BRIX Daten

Abbildung 7 oben zeigte die vier Ressourcenkategorien und korrespondierenden Kernindikatoren, die in BRIX einfließen. Basierend auf den Basisdaten von Produktlebenszyklen, die zur Berechnung des BRIX zusammengestellt werden, können jedoch eine ganze Reihe weiterer wichtiger Ressourcenindikatoren berechnet werden.

Abbildung 12 zeigt eine schematische Auflistung dieser weiteren Indikatoren und streicht jene Ressourcenkategorien des BRIX Kernindikatorensets heraus, die für die weiteren Indikatoren eine zentrale Rolle spielen.

Abbildung 12: BRIX Kernindikatoren und weitere Indikatoren der Ressourcennutzung



Die in BRIX gesammelten Basisdaten können als eine Grundlage zur Berechnung dieser Indikatoren herangezogen werden. Allerdings erfordert die Berechnung dieser zusätzlichen Indikatoren in den meisten Fällen die Sammlung und Anwendung weiterer Berechnungsfaktoren (etwa aus LCA Datenbanken, der wissenschaftlichen Literatur, etc.).

Welche Zusatzinformationen notwendig sind und wie diese Indikatoren aus den BRIX Daten berechnet werden können, wird in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.

6.1 MIPS (Materialinput pro Serviceeinheit)

Das Grundkonzept von MIPS wurde bereits in Kapitel 2.2 dargestellt. MIPS bezieht sich im Kern auf den Verbrauch von abiotischen und biotischen Materialien, jedoch werden zusätzlich auch die Inputs von Wasser, Luft und Boden erhoben und einberechnet.

Das BRIX Indikatorenset ist sehr nahe an das MIPS Konzept angelehnt und entspricht MIPS plus einem Indikator für die Flächenbelegung. Der Indikator MIPS kann daher ohne weitere Umrechnungen aus den Ergebnissen der BRIX Einzelindikatoren Materialinput, Wasserinput und Luftinput erstellt werden.

6.2 Kumulierter Energieaufwand / Cumulative Energy Demand

Der kumulierte Energieaufwand spiegelt wider, wie viel Energie in der Herstellung eines Produktes direkt und indirekt eingesetzt wurde. Dieser Indikator wird in Energieeinheiten ausgedrückt (etwa Joule).

In den BRIX Berechnungen werden die direkten Materialinputs des untersuchten Produktes in Form der Datenerhebungsblätter des Herstellerunternehmens sowie der direkte Energieverbrauch des Unternehmens erhoben.

Zur Berechnung des kumulierten Energieaufwandes werden demnach Faktoren benötigt, welche die in den Rohstoffen und Vorprodukten enthaltene kumulierte Energie widerspiegeln. Diese Berechnungsfaktoren können aus etablierten Datenbanken im Bereich der Ökobilanzierung entnommen werden. Die umfassendste derzeit verfügbare Datenbank ist „ecoinvent“ (siehe www.ecoinvent.org und AP 3 für Details). Aus der ecoinvent Datenbank lassen sich Faktoren zum kumulierten Energieaufwand für mehrere Tausend Rohstoffe, sowie Halb- und Fertigwaren herauslesen.

Durch Multiplikation der eingesetzten Mengen an Rohstoffen und Vorprodukten mit den Berechnungsfaktoren etwa aus ecoinvent kann der kumulierte Energieaufwand berechnet werden.

6.3 CO₂-Fußabdruck / Carbon Footprint

Der Indikator „Carbon Footprint“ (für eine allgemeine Beschreibung siehe Kapitel 2.2) wird in der Einheit „CO₂ Äquivalente“ ausgedrückt und kann basierend auf den für BRIX erhobenen Basisdaten weitgehend errechnet werden.

Zur Berechnung des Carbon Footprint können die Ressourceninputdaten für BRIX mit Treibhausgase-Faktoren, wie zum Beispiel dem IPCC 2007 GWP100 von der Datenbank ecoinvent V2.1. verrechnet werden. Hierfür kommen Faktoren zu den CO₂-Äquivalenten für ein Globales Erwärmungspotential von 100 Jahren, basierend auf dem Emissionsmodell des 4. Assessment-Reports der IPCC, des jeweiligen Materialeinsatzes, aus LCA Datenbanken oder der wissenschaftlichen Literatur, zum Einsatz. Der einzige Unterschied besteht darin, dass für den Carbon Footprint zusätzlich die direkten Treibhausgasemissionen durch chemische Prozesse (z.B. Kühlmittel) berücksichtigt werden müssen. Außerdem wäre für den Carbon Footprint landwirtschaftlicher Produkte die Bodenemissionen (vor allem Lachgas) und die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen zu beachten (BSI, 2008; ÖNI, 2005; Ritthof et al., 2002). Die meisten der für eine Carbon-Footprint-Analyse nötigen Datenerfordernisse werden im BRIX Datenerhebungsbogen abgefragt. Man müssten zusätzlich lediglich direkte Treibhausgasemissionen aus chemischen Prozessen berücksichtigen. Näherungsweise können die Kohlenstoffdioxidemissionen aus Verbrennungsprozessen aus den Ergebnissen des Indikators Luftinput, über das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Luftsauerstoff, ermittelt werden. Nicht berücksichtigt werden hierbei jedoch andere Treibhausgase, wie Lachgas oder Methan, die eine weit größere Klimawirkung, gemessen in Global Warming Potential, als Kohlenstoffdioxid aufweisen.

6.4 Wasserfußabdruck / Water Footprint

Im BRIX Indikatorenset wird der Indikator „Wasserinput“ verwendet, also das so-genannte „blaue Wasser“, welches vom Menschen aus dem Oberflächen- oder Grundwasser entnommen und künstlich Produktionsprozessen zugeführt wird (etwa in Form von Bewässerung).

Der Wasser-Fußabdruck (Water Footprint) beinhaltet neben dem diesem „blauen Wasser“ auch das so-genannte „grüne Wasser“, also Wasser, das nicht durch den Menschen zugeführt wurde; etwa Transpirationswasser in der landwirtschaftlichen Produktion, das nicht auf Bewässerung zurückgeht. Schließlich wird auch noch das so-genannte „grey water“, also Abwasser, in die Water Footprint Berechnungen mit aufgenommen. Eine umfassende Darstellung des Water Footprint findet sich im kürzlich erschienenen „Water Footprint Manual“ (Hoekstra et al., 2009).

Unternehmen besitzen in der Regel keine Information zu „grünem Wasser“, da diese Werte wissenschaftlich errechnet werden müssen, etwa basierend auf klimatischen und pflanzenphysiologischen Daten.

Die bislang umfangreichste wissenschaftliche Zusammenstellung von Daten zum Water Footprint von landwirtschaftlichen Produkten findet sich in der Studie „Water Footprint of Nations“ aus dem Jahre 2004 (Chapagain and Hoekstra, 2004a). In den Anhängen dieser Studie (Download unter: <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report16Vol2.pdf>) finden sich Daten zu grünem Wasser in 210 Ländern und 164 landwirtschaftlichen Produkten.

Seit 2008 existiert auch ein Manual für die Berechnung eines „Business Water Footprint“ (Gerbens-Leenes and Hoekstra, 2008). Darin wird im Detail erklärt, wie ein Unternehmen seinen Wasserfußabdruck berechnen kann. Wie auch im BRIX Konzept spielt die Unterscheidung in einerseits den direkten Wasserverbrauch, andererseits den indirekten Wasserverbrauch, der in den Vorprodukten enthalten ist, eine entscheidende Rolle. Die Autoren heben hervor, dass Unternehmen, die eine lebenszyklusweite Perspektive einnehmen, weit größere Potentiale zur Erhöhung der Wassereffizienz vorfinden als solche, welche ausschließlich auf die Potentiale innerhalb der eigenen Firmengrenzen fokussieren.

6.5 Ökologischer Fußabdruck / Ecological Footprint

Wie in Kapitel 2.2. oben beschrieben, benutzt der Indikator Ökologischer Fußabdruck (Ecological Footprint) Flächeneinheiten (m^2 oder ha), um menschlichen Ressourcenverbrauch und die damit verbundene Nachfrage nach biologischer Kapazität auszudrücken. Der Ökologische Fußabdruck inkludiert den Carbon Footprint als wichtigen Teil und bezieht darüber hinaus andere Belegungen von Land- und Wasserflächen mit ein.

Der Ökologische Fußabdruck verwendet jedoch keine realen Flächeneinheiten (also reale m^2 oder ha), sondern die künstliche Einheit „globale Hektar (gha)“. Denn ein Hektar Landfläche kann eine sehr unterschiedliche Menge an produktiver Biomasse erzeugen, ein Hektar Regenwald etwa deutlich mehr als ein Hektar Weidefläche. Um diesen Unterschieden Rechnung zu tragen, werden die Ergebnisse der Berechnungen der Flächenbelegungen mit Hilfe so-genannter „Äquivalenzfaktoren“ in Relation zur weltweit durchschnittlichen

Produktivität eines Hektars gewichtet. Tabelle 1 zeigt diese Äquivalenzfaktoren für die unterschiedlichen Flächentypen.

Tabelle 1: Äquivalenzfaktoren für die Berechnung des Ökologischen Fußabdrucks

Land-Typ	Äquivalenzfaktor [gha/ha] (2005)
Ackerland	2,64
Wald	1,33
Weideland	0,50
Meeresflächen	0,40
Inlandwasserflächen	0,40
Bebautes Land	2,64

Quelle: (GFN, 2008)

Ein Hektar Ackerland produziert demnach im Schnitt etwa 2,64 mal so viel Biomasse wie ein Hektar mit durchschnittlicher globaler Produktivität, ein Hektar Weidefläche nur 0,5 mal so viel Biomasse. Bebautes Land erhält denselben Äquivalenzfaktor wie Ackerland, da angenommen wird, dass Städte im Regelfall über landwirtschaftlichen genutzten Flächen entstehen.

In Kapitel 6.3 wurde bereits beschrieben, wie eine Berechnung des Carbon Footprint (in Kilogramm oder Tonnen) auf Basis der in BRIX erhobenen und zusammengestellten Daten erfolgen kann. Um vom Carbon Footprint auf den Ecological Footprint zu kommen, muss noch eine Umrechnung von Gewichtseinheiten von CO₂ oder CO₂-Äquivalenten in Flächeneinheiten erfolgen. Dabei wird abgeschätzt, wie viel Waldfläche notwendig ist, um das abgegebene CO₂ wieder in Form von Biomasse zu binden. In der aktuellen Methode wird davon ausgegangen, dass ein Hektar Waldfläche 0,97 Tonnen Kohlenstoff oder 3,59 Tonnen CO₂ absorbieren kann (GFN, 2008). Schließlich muss noch der Äquivalenzfaktor von Wald (1,33) einbezogen werden. Die Berechnung wird weiters dadurch kompliziert, dass auch Ozeane CO₂ binden. In der derzeitigen Methode wird davon ausgegangen, dass 25% der Emissionen in den Ozeanen absorbiert werden. In die Berechnung der Waldfläche fließen daher nur 75% der Emissionen ein.

Für den Bereich der CO₂ Absorptionsflächen erfolgt die Berechnung daher als:

$$(\text{CO}_2 \text{ Emissionen (Tonnen)} * 0,75) / 3,59 * 1,33 = \text{Carbon Footprint (gha)}$$

Neben dem Carbon Footprint werden auch andere Flächenbelegungen (siehe Tabelle 1 oben) einbezogen. Diese Berechnungen können einerseits über Angaben zur direkten Flächenbelegung (etwa Abbauflächen von Bergwerken, Betriebsflächen) erfolgen, andererseits mittels Angaben zum Einsatz von biotischen Materialien auf Flächeneinheiten rückgerechnet werden. So kann etwa der Einsatz von Getreide in der Nahrungsmittelindustrie (ausgedrückt in kg) mittels Daten zu den Hektarerträgen in die entsprechende Anbaufläche umgerechnet werden. Angaben zu den Hektarerträgen finden sich in der Datenbank der FAO (<http://faostat.fao.org>). Schließlich müssen auch diese Angaben mittels der Äquivalenzfaktoren wie oben gelistet in die Einheit „globale Hektar“ umgerechnet werden (GFN, 2008).

Unter Zuhilfenahme der oben genannten Faktoren kann daher der Ökologische Fußabdruck basierend auf den Berechnungsergebnissen in den Kategorien Energie, Luft, Material und Fläche errechnet werden.

7 Methodische Ansätze auf Sektor- und Makroebene

Ziel dieses Kapitels ist die Beschreibung des derzeitigen Entwicklungsstandes von Methoden zur Berechnung des Ressourcenverbrauchs auf der Ebene von Wirtschaftssektoren und Produktgruppen, insbesondere im Bereich der so-geannten Input-Output-Analyse. Diese Daten können zum Schließen von Datenlücken in den BRIX Berechnungen verwendet werden.

7.1 Die Verbindungen zwischen Mikro- und Makroebene

Unterschiedliche Systemgrenzen, Datenquellen und Methoden führten sowohl in der Forschung als auch in der praktischen Anwendung von Umweltindikatoren zu einer Unterteilung in Mikro- und Makroanalysen. Diese Abgrenzung hat meist praktische Hintergründe, da die Unterschiede zwischen den beiden Herangehensweisen in der Praxis groß sind und spezifisches Wissen benötigen.

Ein ideales Berechnungssystem für Umweltauswirkungen sollte in einer Weise etabliert werden, in der es von der Produkt- bis zur Länderebene konsistent angewendet werden kann. So sollte etwa die Summe aller Materialverbräuche aller in einem Land produzierten und konsumierten Güter (Mikroebene) dem gesamten Materialverbrauch des Landes (Makroebene) entsprechen. Ein solcher „bottom-up“ Vergleich wurde jedoch bislang nicht durchgeführt, da die entsprechenden Daten nicht für alle Produkte vorliegen.

Verschiedene Methoden haben ihre charakteristischen Vor- und Nachteile und daraus folgende Eignungen und Einsatzbereiche. Studien auf der Mikroebene, wie im Rahmen von BRIX durchgeführt, zeichnen sich durch einen hohen Detailgrad aus und eignen sich somit vor allem für die Bewertung einzelner Produkte oder Technologien. Ein Problem bei Berechnungen auf der Produktebene ist dabei jedoch die schwierige Definition der Systemgrenzen und Allokationsverfahren sowie die Einbeziehung aller indirekten Umwelteffekte, also Effekte, die etwa durch den Einsatz von Vorprodukten entstehen. In der Praxis werden daher Abschneidekriterien definiert, die festlegen, bis zu welcher Detailstufe diese indirekten Effekte rückverfolgt werden. Eine vollständige Einbeziehung aller indirekten Effekte ist in solchen Studien jedoch unmöglich, da der Aufwand zur Datenerhebung zu groß ist.

Die Methode der so-geannten Input-Output (IO) Analyse ist die etablierteste Herangehensweise zur Analyse der wirtschaftlichen und umweltbezogenen Auswirkungen auf der Ebene von Wirtschaftssektoren (Branchen) bzw. von gesamten Volkswirtschaften. IO Analysen haben insbesondere im Bereich der Umwelt-bezogenen Forschung in den letzten Jahren deutlich an Bedeutung gewonnen. Im Vergleich zu Methoden auf der Mikroebene hat diese Herangehensweise den Vorteil, dass sie ungenaue Definitionen der Systemgrenzen verhindert, da das gesamte Wirtschaftssystem in seiner vollen Komplexität den

Analysebereich darstellt. Dadurch werden sowohl Unvollständigkeiten der Ergebnisse als auch Doppelzählungen systematisch vermieden. Außerdem reduziert der IO-Ansatz den Aufwand der Datenerhebung beträchtlich und ermöglicht dadurch die Durchführung von umfassenden nationalen oder sogar globalen Berechnungen. Als zentrale Schwäche dieser Methode muss vor allem der hohe Aggregationsgrad erwähnt werden, da die zu Grunde liegenden Daten auf Statistiken einzelner Wirtschaftsbranchen basieren. Detaillierte Analysen auf Produktebene sind daher mit diesem Ansatz ohne zusätzliche Daten nicht möglich.

Nichtsdestotrotz können Daten aus nationalen sowie internationalen Makroanalysen einen wertvollen Beitrag auch für Analysen auf der Unternehmens- und Produktebene liefern. Mikro- und Makro-Ansätze können sich dabei ergänzen. Durchschnittliche Sektordaten können dabei herangezogen werden, um einzelne unvollständig abgebildete Analyseäste in Mikroanalysen zu vervollständigen. Ein Beispiel: nehmen wir an, ein landwirtschaftlicher Betrieb stellt ein bestimmtes Gemüse her, wobei landwirtschaftliche Geräte (Traktoren, etc.) zum Einsatz kommen. Um eine vollständige Bewertung durchführen zu können, sollten die Umweltauswirkungen, die bei der Herstellung der Traktoren anfielen, erhoben und anteilig dem Produkt zugerechnet werden. Diese Information über die im Traktor enthaltenen Umweltbelastungen sind jedoch oft nicht im Detail vorhanden. An dieser Stelle können Branchendurchschnittswerte etwa aus der Fahrzeugindustrie herangezogen werden, um etwa den Materialeinsatz oder die CO₂ Emissionen bei der Herstellung des Traktors abzuschätzen.

Im Folgenden werden die IO-Analyse und ihre verschiedenen methodischen Ausprägungen beschrieben und deren Anwendungsmöglichkeiten in Studien auf der Produktebene erörtert. Im Anschluss werden methodische Probleme aufgezeigt und Empfehlungen für die methodische Weiterentwicklung und Integration der IO-Analyse in Studien auf der Mikroebene gegeben.

7.2 Input-Output Analysen

7.2.1 Methodische Grundlagen

Mit Hilfe von IO Analysen kann die Umweltverschmutzung oder der Ressourcenverbrauch der Endnachfrage von Produkten (etwa des privaten Konsums oder der Exporte) berechnet werden. Dabei werden alle direkten und indirekten Effekte mitberücksichtigt. Für das Gemüsebeispiel hieße das, dass etwa sowohl die Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors selbst einbezogen werden als auch alle indirekten Emissionen, die sich aus den Lieferungen von Vorprodukten aus allen anderen Sektoren ergeben (also etwa Lieferung von Dünger und Pestiziden aus der chemischen Industrie, Lieferung von Traktoren aus der Fahrzeugindustrie, Bereitstellung von Versicherungen aus dem Versicherungssektor, etc.).

Solche Berechnungen mittels IO-Modellen werden bereits seit einigen Jahrzehnten für diese Zwecke eingesetzt (Leontief and Ford, 1970; Miller and Blair, 1985; Walter, 1973). Die Umwelt-Input-Output-Analyse („environmentally extended input-output analysis“, EE-IOA) ermöglicht somit das Untersuchen der Auswirkungen von strukturellen Veränderungen der Wirtschaft, der Technologie, des Handels, der Investitionstätigkeiten und des Konsums auf

verschiedene Umweltaspekte (Material-, Wasser- und Energieverbrauch, Emissionen in Luft und Wasser, etc.).

Grundlage von IO-Modellen sind so-genannte IO-Tabellen, wie im Folgenden vereinfacht dargestellt.

$$\begin{pmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & \cdots & x_{nn} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_n \end{pmatrix} \\ (pi_1 \quad pi_2 \quad \cdots \quad pi_n)$$

Diese bestehen aus drei Komponenten:

- Den Kern jeder IO-Tabelle bildet die Matrix der Vorleistungsverflechtungen (x_{ij}). x_{21} steht dabei für die Vorleistungen, die Sektor 1 für die Produktion seines Outputs von Sektor 2 bezieht.
- Rechts von der Matrix der Vorleistungsverflechtungen findet sich die Endnachfragematrix. y_i entspricht der Endnachfrage nach Produkten des Sektors i . Diese untergliedert sich in die Endnachfragekategorien Haushaltskonsum, öffentlicher Konsum, Investitionen und Exporte.
- Der untere Teil der IO-Tabelle enthält die Primärinputs wie Kapitaleinkünfte, Arbeit, Abschreibungen und indirekte Steuern. Aber auch Rohstoffinputs oder Emissionen können hier an das Modell angefügt werden um als Primärinputs in die Produktion einzugehen.

Aus Zeile i kann man ablesen, wie der Output von Sektor i als Vorleistungen für andere Sektoren sowie zur Befriedigung der Endnachfrage genutzt wird. Spalte j in der IO-Tabelle enthält die Inputs, die Sektor j zur Produktion seines Outputs benötigt.

Ein einfaches Beispiel mit fiktiven Zahlen soll das noch einmal veranschaulichen.

Tabelle 2: Transaktionen in einer 3-Sektoren-Wirtschaft

Aktivität	Inputs für die Landwirtschaft (x_{1j})	Inputs für die Industrie (x_{2j})	Inputs für den Sektorservice (x_{3j})	Endnachfrage (y_j)	Gesamtoutput (X_j)
Landwirtschaft (x_{1j})	5	15	2	68	90
Industrie (x_{2j})	10	20	10	40	80
Sektorservice (x_{3j})	5	15	10	0	30
Biomasse (p_i)	55	5	0		

Anmerkung: die Einträge in einer IO Tabelle sind normalerweise in Geldeinheiten angegeben. Ausnahme bildet die Zeile mit den Umweltauswirkungen, hier die Entnahme von Biomasse aus den Ökosystemen.

Das Beispiel in Tabelle 2 zeigt die Vorleistungsverflechtungen einer vereinfachten 3-Sektoren-Wirtschaft (x_{ij} , blau markierter Teil der Tabelle), den Input von Biomasse je Sektor (p_i) als Beispiel für einen Primärinput, sowie die Endnachfrage (y_j) und den Gesamtoutput je Sektor (X_j). Zur Produktion von 90 Einheiten des Sektors Landwirtschaft sind demnach Vorleistungen aus dem eigenen Sektor (5 Einheiten), aus der Industrie (10 Einheiten) und aus dem Sektorservice (5 Einheiten) notwendig. Außerdem bezieht der Sektor Landwirtschaft 55 Einheiten Biomasse als Primärinput, die er hauptsächlich in Form von Ernten der Natur entnimmt.

Aus dieser IO-Tabelle lässt sich nun die Matrix A der Inputkoeffizienten (oder technischen Koeffizienten) mit den Einträgen $a_{ij} = \frac{x_{ij}}{X_i}$ bilden. Die Matrix der Inputkoeffizienten A stellt die direkten Vorleistungen je Einheit Output dar. Im Beispiel bedeutet das, dass pro Einheit Output des Sektors Landwirtschaft je $\frac{5}{90} = 0,06$ Einheiten des selbigen Sektors sowie des

Sektorservices, sowie $\frac{10}{90} = 0,11$ Einheiten des Sektors Industrie gebraucht werden. Dies sind nur die direkten Vorleistungen. Die Herstellung dieser Primärvorleistungen benötigt wiederum (indirekte) Vorleistungen. Zum Beispiel benötigen jene direkten Vorleistungen, die die Landwirtschaft aus dem eigenen Sektor bezieht (0,06 Einheiten) weitere Sekundärvorleistungen in der Höhe von $0,06 * 0,06$ Einheiten aus Sektor 1 und 3, und $0,06 * 0,11$ Einheiten aus Sektor 2, die wiederum weitere indirekte Vorleistungen benötigen. Zur Berechnung aller indirekten Effekte ließe sich dieser Rechenschritt unendlich oft wiederholen. Dieses System an Gleichungen kann jedoch mit Hilfe von so-genannten Matrizen operationalisiert werden, welche es erlauben, das Ergebnis mittels einer Matrizeninversion zu approximieren.

Auf Basis der Matrix der Inputkoeffizienten A , der Endnachfrage y , und dem sektoralen Output X , lässt sich durch Umformungen eine Produktionsfunktion für den Output X

$$AX + y = X$$

formulieren, die weiter zu

$$y = (I - A)X$$

und schließlich zu

$$X = (I - A)^{-1} y$$

umgeformt werden kann.

Letztere Formel enthält in Form der sog. Leontief-Inverse, $(I - A)^{-1}$, nach dem Wirtschaftsnobelpreisträger Wasily Leontief, nun alle direkten und indirekten Vorleistungen entlang sämtlicher Produktionsketten. Mit ihr lässt sich auf Basis der Matrix der Inputkoeffizienten A bei beliebiger Endnachfrage y der jeweilige wirtschaftliche Gesamtoutput X berechnen. Im oben angeführten Beispiel entspricht somit die Summe aller direkten und indirekten Biomasse-Vorleistungen von Produkten eines bestimmten Sektors den gesamten „Biomasse-Rucksäcken“ (inkl. Eigengewicht) dieser Produktgruppe.

7.2.2 Arten von IO-Modellen

Die ersten Studien, welche versuchten, die direkten und indirekten Effekte von Handelsströmen mittels EE-IO-Modellen zu ermitteln, wurden bereits in den 70er-Jahren für den US-amerikanischen Außenhandel durchgeführt (Fieleke, 1975; Walter, 1973). In den vergangenen zwei Jahrzehnten wurden, vor allem mit der Fragestellung der globalen Verlagerung von CO₂-Emissionen durch Handel, vermehrt EE-IO-Modelle entwickelt (für einen umfangreichen Überblick siehe Wiedmann, 2009b; Wiedmann et al., 2007).

Es können mehrere Arten von IO-basierten Ansätzen unterschieden werden, die sich vor allem im Umgang mit dem internationalen Handel von Produkten unterscheiden. Diese Ansätze werden im Folgenden vorgestellt.

1. Input-Output Modelle ohne Einbeziehung des Handels

Die einfachste Art von Input-Output-Modellen sind IO-Modelle ohne Berücksichtigung des Handels. Dabei werden bei der Berechnung der direkten und indirekten Umweltbelastungen von Gütern nur heimische Vorleistungen berücksichtigt. Diese vereinfachende Annahme kann jedoch große Fehler verursachen, insbesondere für kleine, offene Volkswirtschaften wie Österreich, die große Anteile von Rohstoffen und Vorprodukten aus dem Ausland importieren.

2. Single-Region Input-Output (SRIO) Modelle

So genannte Single-Region Input-Output (SRIO) Modelle wenden die Annahme an, dass importierte Güter und Dienstleistungen mit der gleichen Technologie produziert werden wie die heimische Produktion, simulieren also vollständig autonome Ökonomien, die ihre Endnachfrage ausschließlich aus heimischer Produktion befriedigen (Lenzen et al., 2004). Studien zeigen, dass die Umwelteffizienz einzelner Wirtschaftssektoren von Land zu Land beträchtliche Unterschiede aufweist (Haukland, 2004; Lenzen et al., 2004; Peters and Hertwich, 2006a) da unterschiedliche Technologien angewandt werden und Wirtschaftsstrukturen sich unterscheiden. Das ist vor allem dann der Fall wenn die Beziehungen von industrialisierten Ländern mit Entwicklungsländern untersucht werden (Haukland, 2004). Um Fehler dieser Art zu vermeiden, müssen so-geannten multi-regionale IO Modelle angewendet werden.

3. Multi-regionale Input-Output (MRIO) Modelle

MRIO Modelle ermöglichen durch die Verknüpfung einzelner nationaler IO-Modelle mittels internationaler Handelsdaten die Berücksichtigung unterschiedlicher Produktionstechnologien und Umweltintensitäten in verschiedenen Ländern und Weltregionen, und bereinigen somit einige der größten Defizite von SRIO Modellen.

Wiedmann et al. (2006) beschreiben einige wichtige Vorteile des MRIO-Ansatzes:

- MRIO Modelle ermöglichen die Verflechtung von (monetären) Handelsflüssen mit Umweltdaten und erlauben eine präzise und umfassende Analyse der im Handel enthaltenen Umweltbelastungen.
- Basierend auf einem MRIO Modell können verschiedene Analysen auf internationaler Ebene durchgeführt werden, z.B. eine Strukturelle Pfadanalyse, die zeigt, welche internationalen Produktionsketten die größten Umweltbelastungen hervorrufen.
- Mittels MRIO Modellen können sowohl direkte, indirekte, als auch induzierte¹ Effekte des internationalen Handels erfasst werden.

Für eine ausführliche Diskussion der Vor- und Nachteile multiregionaler IO-Modelle siehe Wiedmann et al. (2007).

„Echte“ MRIO Modelle² werden, je nach Umfang der abgebildeten Handelsbeziehungen, wiederum in zwei Gruppen unterteilt (Lenzen et al., 2004):

1. Unidirektionaler Handel:

Unidirektionale MRIO Modelle bilden sämtliche Handelsflüsse zwischen dem untersuchten Land und allen anderen modellierten Ländern ab. In einem solchen Modell werden sämtliche

¹ Induzierte Effekte resultieren aus der Verausgabung der von den direkten und indirekten Effekten herrührenden zusätzlichen Einkommen.

² Es wird zwischen verbundenen SRIO Modellen und „echten“ MRIO Modellen unterschieden. Bei ersteren werden nationale IO-Tabellen exogen über bilaterale Handelsdaten miteinander verbunden. Indirekte Emissionen werden durch separates Lösen jedes nationalen Modells berechnet, wodurch Zweit- und Drittrundeneffekte keine Berücksichtigung finden (siehe Wiedmann et al., 2007).

Handelsbeziehungen eines bestimmten Landes mit allen anderen modellierten Ländern voll abgebildet, wodurch die Umweltintensität der Importe mit der jeweiligen Wirtschaftsstruktur und Technologie der Ursprungsländer berechnet werden. Für die Importe aller anderen modellierten Länder und Weltregionen wird wie bei SRIO Modellen davon ausgegangen, dass diese mit den jeweils heimischen Produktionsstrukturen und Emissions- bzw. Ressourcenverbrauchs-faktoren bereitgestellt werden.

2. Multidirektionaler Handel:

Diese Art von Modellen umfasst sämtliche Handelsbeziehungen zwischen allen modellierten Ländern und Regionen. Die Ermittlung sämtlicher Handelsflüsse basiert hierbei auf der jeweiligen Produktions-, Energiebereitstellungs-, Emissions- und Ressourcennutzungsstruktur des Ursprungslandes.

Vor allem in den letzten Jahren wurden vermehrt komplexe, multi-regionale, multi-sektorale IO-Modelle eingesetzt, um Umweltbelastungen entlang von internationalen Produktionsketten zu ermitteln. Meilensteine in der Entwicklung solcher EE-MRIO Modelle zur Berechnung von im Handel enthaltenen CO₂-Emissionen waren die Publikationen von Ahmad und Wyckoff (2003), Lenzen et al. (2004) und Peters und Hertwich (2004). Umfangreiche Reviews von bis zum Jahr 2009 publizierten EE-MRIO Studien können den Publikationen von Wiedmann et al. (2007) und Wiedmann (2009b) entnommen werden.

In der Vergangenheit stellten einerseits die hohen Datenanforderungen (vor allem bezüglich harmonisierter internationaler Wirtschafts- und Handelsdaten) sowie die gehobene Anforderung an die Rechenkapazität zur computergestützten Berechnung umfangreicher Matrizen-Modelle große Hürden für die Umsetzung echter multidirektionaler MRIO Modelle dar. Beide Probleme konnten jedoch in den vergangenen Jahren deutlich verringert werden. Verbesserungen in der Datenverfügbarkeit und -qualität, nicht zuletzt durch die Arbeiten des GTAP Netzwerks und die Anstrengungen der OECD, sowie ständig wachsende Rechenkapazitäten moderner Matrizenrechenprogramme und Computer ermöglichen heute ein Maß an Komplexität, das nötig ist, um echte globale multidirektionale MRIO Modelle zu entwickeln.

Wiedmann (2009a) schreibt, dass "...MRIO Modelle – sobald sie voll ausgereift sind – in Zukunft besonders geeignet sein werden um ökologische Rucksäcke von Importen und Exporten zu berechnen, mit der Möglichkeit deren Ursprung über sektorale Verflechtungen, internationale Lieferketten und multinationale Handelsflüsse hinweg zu bestimmen" (Original, in Engl., in Wiedmann, 2009a, S. 1985). Bestehende Schwächen der Methode liegen dem Autor zufolge vor allem in der immer noch zu verbessernden Datenverfügbarkeit und -qualität, was sich negativ auf die Genauigkeit solcher Modelle auswirken kann (siehe auch Lenzen et al., 2004; Peters and Hertwich, 2006b; Wiedmann et al., 2006).

7.2.3 Potential

Daten aus nationalen sowie internationalen Makroanalysen können einen wertvollen Beitrag auch für Analysen auf der Unternehmens- und Produktebene liefern. Hier sind vor allem drei Bereiche von Bedeutung:

1. Mikrodatenerhebung

Im Rahmen von Analysen auf der Mikroebene müssen eine Vielzahl von Daten erhoben werden. Diese Datenerhebungen erfolgen meist direkt in den Unternehmen. Dabei kommt der Vollständigkeit der verwendeten Fragebögen eine große Bedeutung zu. IO-Tabellen bieten Informationen über die Vorleistungsstruktur der Sektoren und können deshalb im Vorfeld herangezogen werden, um möglichst hohe Vollständigkeit in der Datenerhebung zu gewährleisten. Hier sollten vor allem physische Vorleistungen aus um Umweltdaten verschiedenen erweiterten IO-Modellen betrachtet werden, um für den jeweiligen Umweltindikator relevante Bereiche erkennen zu können.

2. Umweltintensitätsfaktoren

Vielfach fehlen in Mikroanalysen Informationen zur Ressourcenintensität von Stoffen und Prozessen. Hier kann die IO-Analyse Daten auf Sektor- und Produktebene liefern, die zum Füllen von Lücken und somit zur Verbesserung der Ergebnisse von Produkt- und Unternehmensanalysen dienen können. Für zahlreiche Indikatoren und Länder liegen aus diesen IO-Studien bereits nationale sektorspezifische Ressourcenintensitätsfaktoren vor (aus einer Studie auch Daten zur Ressourcenintensität für alle OECD-Länder), die für eine Anwendung in Frage kommen. Das Aggregationsniveau von IO-Modellen schränkt die Möglichkeiten dazu zwar ein, doch durch die ständigen Weiterentwicklungen in diesem Bereich können in den meisten Fällen sehr gute Annäherungswerte für einzelne Produktgruppen geliefert werden.

3. Vergleichswerte

Eine Schwierigkeit besteht bei Mikrostudien immer in der Unsicherheit betreffend der Vollständigkeit der Analyse einerseits, sowie der Möglichkeit von Doppelzählungen andererseits.

Der theoretische Anspruch von Studien zur Ermittlung der Umweltrelevanz von Produkten, Unternehmen, Sektoren oder Ländern sollte es sein, alle direkten und indirekten Einflussfaktoren zu erheben und zu quantifizieren. In der Praxis ist das auf Grund der Komplexität von Vorleistungsverflechtungen und Produktionsketten nicht möglich. Deshalb müssen Systemgrenzen so gezogen werden, dass die Komplexität auf ein, mit absehbarem Aufwand realisierbares und somit praktikables Level reduziert wird. Das führt jedoch zwangsläufig zu einem Fehler, da die Vollständigkeit der Analyse nicht mehr gegeben ist.

Auf der anderen Seite ist durch die fehlende Möglichkeit der genauen Grenzziehung das Risiko gegeben, dass bei Mikroanalysen einzelne Vorleistungen überbewertet werden, was wiederum zu Doppelzählungen führt.

Die IO-Analyse hingegen macht das gesamte Wirtschaftssystem zum Analysegegenstand, was einerseits die Berücksichtigung sämtlicher Vorleistungen einschließt und andererseits Doppelzählungen ausschließt. Die Ergebnisse von IO-Analysen eignen sich somit als Vergleichswerte für jene von Studien auf Mikroebene.

7.3 Schlussfolgerungen

Daten aus IO Analysen können eine wichtige Ergänzung für Berechnungen auf Produktebene darstellen (siehe oben). Es wird daher empfohlen, in AP 3 die Datenlage für IO-basierte Daten für Österreich zu prüfen, und zwar hinsichtlich aller Indikatoren des BRIX (Material, Energie, Wasser, Fläche, Luft).

Obwohl die Entwicklungen der vergangenen Jahre im Bereich der Datenverfügbarkeit (z.B. im Rahmen des GTAP-Projektes und von der OECD) und der Rechenleistung zu rasanten Fortschritten geführt hat, ist insgesamt noch großer Entwicklungsbedarf gegeben, um die Exaktheit und den Detailgrad dieser IO Modelle zu erhöhen. Es existiert ein Trade-off zwischen mangelnder Differenzierung von Sektoren und Produktgruppen einerseits und höherer Fehleranfälligkeit andererseits.

Doch auch bisher vorliegende Daten, so weit zugänglich, eignen sich zum Einsatz in Studien auf der Produktebene. Die Analyse von Vorleistungsketten und -verflechtungen ist für viele Umweltkategorien auf Basis bestehender oder in Kürze zu erwartender Daten möglich (v.a. das EU Projekt EXIOPOL³, an dem SERI beteiligt ist, stellt die derzeit vielversprechendste Quelle für diese Art von Daten dar). Und auch Umweltintensitätsfaktoren lassen sich auf Basis bisheriger Studien (v.a. für CO₂-Emissionen, aber auch für andere Umweltkategorien) ableiten, die zur Beseitigung „blinder Flecken“ von Mikrostudien bzw. als Vergleichswerte dienen können.

Voraussetzung für die Anwendung von IO-Daten in Mikrostudien ist die Berücksichtigung des internationalen Handels. Rein nationale Modelle ohne jegliche Erfassung von Handelsströmen stellen keine geeignete Basis dar, da deren Ergebnisse nur die nationalen Teile der Vorleistungen von Produkten widerspiegeln.

Echte multidirektionale, multi-regionale IO-Modelle mit höchstmöglichem sektoralen Detailgrad und großer regionaler Desaggregation stellen die optimale Basis zur Verwendung in Produktstudien dar. Es wird daher empfohlen, im ersten Schritt zu prüfen, ob und in welchem Umfang solche Daten aus MRIO Modellen für Österreich für die Anwendung in BRIX zur Verfügung stehen.

Als ersten Ausblick auf die Arbeiten in AP 3 ist anzumerken, dass weltweit derzeit noch relativ wenige Daten aus solchen MRIO-Modellen verfügbar sind. Die meisten Arbeiten beziehen sich auf CO₂-Emissionen. Auch für Landnutzung und ökologische Rucksäcke sind erste Ergebnisse verfügbar (Wiedmann et al., 2006). Daten für biotische und abiotische Rohstoff-Rucksäcke liegen bisher nur aus einer Quelle vor (siehe Giljum et al., 2008).

Die bisher durchgeführten Studien analysieren die Umweltintensitäten unterschiedlicher Länder und Regionen, wobei die Verfügbarkeit von Umweltintensitätsdaten aus IO-Modellen für Österreich mit der für Deutschland und andere OECD-Länder vergleichbar ist. Je nach eingesetzten Technologien und Handelsstrukturen können die Ergebnisse, selbst innerhalb der Europäischen Union, weit divergieren. Die Möglichkeit der Verwendung von landesspezifischen Daten für andere Länder muss im Einzelfall geprüft werden.

³ EXIOPOL ist ein Integrated Project (IP) der EU, das ein detailliertes Wirtschaft-Umwelt Modell entwickelt, um die Umweltauswirkungen und externen Umweltkosten verschiedener Wirtschaftsbranchen sowie des Konsums natürlicher Ressourcen (Energie, Material, Land) in der Europäischen Union zu analysieren.

Sollten keine Daten aus multi-regionalen Modellen zur Verfügung stehen, wird im zweiten Schritt empfohlen, nationale Modelle (single-region IO models) auszuwerten, in wie weit diese Modelle solide sektorale Daten für Österreich liefern könnten. Weiters sollte geprüft werden, ob eine Berechnung originärer Daten für Österreich im BRIX Projekt möglich wäre, etwa durch die Nutzung von IO Tabellen für Österreich (etwa der Statistik Austria oder über das oben erwähnte EU Projekt „EXIOPOL“) und der Einbindung von physischen Daten zur Ressourcennutzung aus nationalen und internationalen Quellen.

Es wird empfohlen, Studien aus den AP 3 Arbeiten auszuschließen, welche den Bereich des internationalen Handels nicht einbeziehen.

8 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Das Arbeitspaket 2 entwickelte die methodischen Grundlagen für den Business Resource Intensity Index. Basierend auf einem detaillierten Review existierender Indikatoren im Bereich Ressourcennutzung und Ressourceneffizienz leitete das Team ein Set aus insgesamt 5 Indikatoren ab: abiotischer und biotischer Materialinput, Wasserinput, Luftinput sowie Flächenbelegung.

AP 2 entwickelte ebenfalls detaillierte Konzepte für die Unterscheidung von Produkt- und Unternehmensberechnungen sowie von direktem und indirektem Ressourceneinsatz.

Die folgenden Empfehlungen können für die auf die Arbeiten in AP 2 aufbauenden Arbeitspakete abgeleitet werden.

Arbeitspaket 3 (Datenentwicklung): AP 2 empfiehlt, für die 5 ausgewählten Ressourcenindikatoren so-genannte Ressourceninputfaktoren, also Faktoren zum indirekten Ressourceneinsatz je Einheit direktem Ressourceneinsatz, zusammenzustellen, um die ausgewählten Business Cases durchzurechnen. Fokus der Arbeiten in AP 3 sind jene Inputs, welche in die Herstellung der jeweiligen Produkte einfließen.

Arbeitspaket 4 (BRIX Tool): im BRIX Tool sollte eine exakte Abbildung der in AP 2 entwickelten Methodik implementiert werden. Wichtige, im AP 2 definierte Schritte sollten auch im BRIX Tool anwendbar sein, etwa die Eingabe der Primärdaten, die automatische Verrechnung mit den Ressourceninputfaktoren sowie die Verrechnung der Ergebnisse in aggregierte Indikatoren des Ressourcenverbrauchs.

Arbeitspaket 5 (Business Cases): AP 2 empfiehlt, die Unternehmensebene für die Business Cases außer Acht zu lassen und sich ausschließlich auf die Berechnung der ausgewählten Produkte der drei Partnerunternehmen zu fokussieren. Eine spätere Ausweitung auf die Unternehmensebene ist prinzipiell möglich, erfordert jedoch weitere Arbeiten, die über das BRIX Projekt hinausgehen.

Referenzen

- Adensam, H., Ganglberger, E., Gupfinger, H., Wenisch, A. 2000. *Wieviel Umwelt braucht ein Produkt?*, Umweltbundesamt, Wien.
- Ahmad, N., Wyckoff, A. 2003. Carbon dioxide emissions embodied in international trade. STI Working Paper DSTI/DOC 15, OECD, Paris.
- Allan, J.A. 1994. Overall perspectives on countries and regions. In: Rogers, P., Lydon, P. (Ed.), *Water in the Arab World: perspectives and prognoses.*, Harvard University Press, Cambridge, 65–100.
- Ayres, R., Kneese, A.V. 1969. Production, Consumption and Externalities. *American Economic Review* 59, 282-297.
- BSI. 2008. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards, London.
- Baedeker, C. 1997. Flächenintensitätsanalyse von Produkten aus geographischer Sicht - eine praxisbezogene Methodendiskussion. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität zu Köln, Köln.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y. 2004a. Water Footprint of Nations. Volume 1: Main report. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y. 2004b. Water Footprints of Nations. Value of Water Research Report Series 16, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y. 2007. The water footprint of coffee and tea consumption in the Netherlands. *Ecological Economics* 64(1), 109-118.
- EEA. 2006. Land accounts for Europe 1990-2000. Towards integrated land and ecosystem accounting. EEA Report 11/2006, European Environment Agency, Copenhagen.
- Erb, K.H., Krausmann, F., Lucht, W., Haberl, H. 2009. Embodied HANPP: Mapping the spatial disconnect between global biomass production and consumption. *Ecological Economics* 69, 328–334.
- ETC/RWM. 2007. Environmental Input-Output Analyses based on NAMEA data - A comparative European study on environmental pressures arising from consumption and production patterns. ETC/RWM working paper 2007/2, European Topic Centre on Resource and Waste Management, Copenhagen, DK.
- EUROSTAT. 2007. Economy-wide Material Flow Accounting - "A compilation guide". By Weisz, H., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Schütz, H., Haas, W. and A. Schaffartzik. ENV/MFA/06 (2007), EUROSTAT, Luxembourg.
- EUROSTAT. 2009. Sustainable development in the European Union. 2009 monitoring report of the EU sustainable development strategy. Statistical Office of the European Communities, Luxembourg.
- Fieleke, N.S. 1975. The energy trade: the United States in deficit. *New England Economic Review*, 25-34.
- Fritsche, U.R., Hochfeld, C., Jenseit, W., Rausch, L., Lützkendorf, T., Eiermann, O., Kohler, N. 1999. Basisdaten und Methoden zum Kumulierten Energieaufwand (KEA). Öko-Institut, Freiburg.
- Gerbens-Leenes, B.W., Hoekstra, A.Y. 2008. Business water footprint accounting: A tool to assess how production of goods and services impacts on freshwater resources worldwide. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- GFN. 2008. Calculation methodology for the National Footprint Accounts. 2008 Edition. Global Footprint Network, Oakland.
- GFN Standards Committee. 2009. Ecological Footprint Standards 2009. Global Footprint Network, Oakland. Available at www.footprintstandards.org.
- Giljum, S., Burger, E., Hinterberger, F., Lutter, S. 2009a. A comprehensive set of resource use indicators from the micro to the macro level. SERI Working Paper 9, Sustainable Europe Research Institute, Vienna.

- Giljum, S., Hinterberger, F., Lutter, S., Polzin, C. 2009b. How to measure Europe's resource use. An analysis for Friends of the Earth Europe. Sustainable Europe Research Institute, Vienna.
- Giljum, S., Lutz, C., Jungnitz, A., Bruckner, M., Hinterberger, F. 2008. Global dimensions of European natural resource use. First results from the Global Resource Accounting Model (GRAM). SERI Working Paper 7, Sustainable Europe Research Institute, Vienna.
- Haukland, E. 2004. Trade and environment: Emissions intensity of Norway's imports and exports. Unpublished Master's thesis, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K. 2007. Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. *Water and Resource Management* 21, 35-48.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M. 2009. *Water Footprint Manual: State of the art 2009*. Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands.
- ISO. 2006. Principles and framework for Life Cycle Assessment. ISO 14040. International Organisation for Standardisation, Geneva.
- Kaiser, C., Ritthoff, M., Rohn, H. 2009. *Wie viel Natur kostet unsere Nahrung? Ein Beitrag zur Materialintensität ausgewählter Produkte aus Landwirtschaft und Ernährung*. Wuppertal Institute.
- Lenzen, M., Pade, L.-L., Munksgaard, J. 2004. CO2 multipliers in multi-region input-output models. *Economic Systems Research* 16, 391-412.
- Leontief, W., Ford, D. 1970. Environmental Repercussions and the Economic System. *Review of Economics and Statistics* 52, 262-272.
- Lettenmeier, M., Rohn, H., Liedtke, C., Schmidt-Bleek, F. 2009. Resource productivity in 7 steps. How to develop eco-innovative products and services and improve their material footprint. *Wuppertal Spezial* 41, Wuppertal Institute for Climate, Environment, Energy.
- Miller, R.E., Blair, P.D. 1985. *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- OECD. 2007a. *Measuring Material Flows and Resource Productivity. Inventory of country activities*. ENV/EPOC/SE(2007)2, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD. 2007b. *Measuring Material Flows and Resource Productivity. The OECD guide ENV/EPOC/SE(2006)1/REV3*, Environment Directorate. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- Olsen, T. 2003. *The Danish NAMEA Water Accounts*. Statistics Denmark, Copenhagen.
- ÖNI. 2005. *ÖNORM EN ISO 14040. Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO/DIS 14040:2005)*. Österreichisches Normungsinstitut, Wien.
- Peters, G.P., Hertwich, E. 2004. *Production Factors and Pollution Embodied in Trade: Theoretical Development*. Working Papers 5/2004, University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Norway.
- Peters, G.P., Hertwich, E.G. 2006a. *Pollution embodied in trade: The Norwegian case*. *Global Environmental Change* 16(4), 379-387.
- Peters, G.P., Hertwich, E.G. 2006b. *Structural analysis of international trade: Environmental impacts of Norway*. *Economic Systems Research* 18(2), 155-181
- Ritthof, M., Rohn, H., Liedtke, C. 2002. *MIPS berechnen. Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen*. *Wuppertal Spezial* 27, Wuppertal Institut, Wuppertal.
- Schandl, H., Grünbühel, C., Haberl, H., Weisz, H. 2002. *Handbook of Physical Accounting - Measuring bio-physical dimensions of socio-economic activities MFA - EFA - HANPP*. Social Ecology Working Paper 67, IFF, Vienna.

- Schmidt-Bleek, F., Bringezu, S., Hinterberger, F., Liedtke, C., Spangenberg, J., Stiller, H., Welfens, M. 1998. MAIA. Einführung in die Materialintensitätsanalyse nach dem MIPS-Konzept. Birkhauser, Berlin, Basel.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.). 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge/UK, New York, USA.
- Statistisches Bundesamt. 2008. Umweltnutzung und Wirtschaft. Bericht zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2008. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- United Nations. 2003. Integrated environmental and economic accounting 2003. United Nations, New York.
- Walter, I. 1973. The pollution content of American trade. *Western Economic Journal* 9(1), 61-70.
- Wiedmann, T. 2009a. A first empirical comparison of energy Footprints embodied in trade - MRIO versus PLUM. *Ecological Economics* 68(7), 1975-1990
- Wiedmann, T. 2009b. A review of recent multi-region input-output models used for consumption-based emission and resource accounting *Ecological Economics* 69(2), 211-222.
- Wiedmann, T., Lenzen, M., Turner, K., Barrett, J. 2007. Examining the Global Environmental Impact of Regional Consumption Activities - Part 2: Review of input-output models for the assessment of environmental impacts embodied in trade. *Ecological Economics* 61 (1), 15-26.
- Wiedmann, T., Minx, J. 2007. A Definition of 'Carbon Footprint'. ISA/UK Research & Consulting, Durham.
- Wiedmann, T., Minx, J., Barrett, J., Wackernagel, M. 2006. Allocating ecological footprints to final consumption categories with input-output analysis. *Ecological Economics* 56, 28-48.
- Würtenberger, L., Koellner, T., Binder, C.R. 2006. Virtual land use and agricultural trade: Estimating environmental and socio-economic impacts. *Ecological Economics* 57(4), 679-697.
- WWF, Zoological Society of London, Global Footprint Network. 2008. Living Planet Report 2008. WWF, Gland, Switzerland.